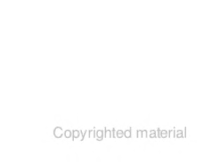
Matthias Koch

Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl

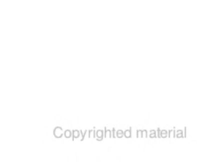


universitätsverlag karlsruhe



Matthias Koch

Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl


Copyrighted material

Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl

von
Matthias Koch



universitätsverlag karlsruhe

Dissertation, Universität Karlsruhe (TH)
Fakultät für Wirtschaftswissenschaften,
Tag der mündlichen Prüfung: 06.02.2009
Referenten: Prof. Dr. rer. nat. Ute Karl,
Prof. Dr. rer. nat. Otto Rentz, Prof. Dr.-Ing. Clemens Posten

Impressum

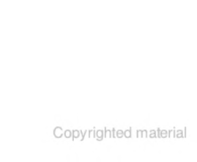
Universitätsverlag Karlsruhe
c/o Universitätsbibliothek
Straße am Forum 2
D-76131 Karlsruhe
www.uvka.de

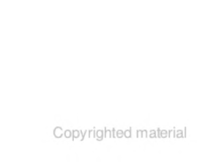




Universitätsverlag Karlsruhe 2009
Print on Demand

ISBN: 978-3-86644-355-6





Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl

Zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der Wirtschaftswissenschaften
(Dr. rer. pol.)

von der Fakultät für
Wirtschaftswissenschaften
der Universität Karlsruhe (TH)

genehmigte
DISSERTATION

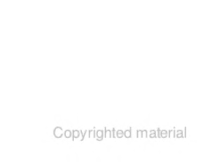
von

Dipl.-Geoökol. Matthias Koch

Tag der mündlichen Prüfung: 06. Februar 2009

Referenten: Prof. Dr. rer. nat. Ute Karl
Prof. Dr. rer. nat. Otto Rentz
Prof. Dr.-Ing. Clemens Posten

2009, Karlsruhe



Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand in den Jahren 2005 bis 2009 während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Deutsch-Französischen Institut für Umweltforschung der Universität Karlsruhe (TH). Die Grundlage für diese Arbeit lieferte dabei ein von der Volkswagenstiftung gefördertes Forschungsprojekt zur Co-Vergärung.

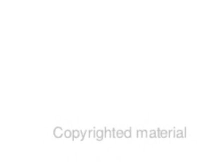
An dieser Stelle möchte ich all jenen danken, die mich bei der Erstellung meiner Doktorarbeit unterstützt und gefördert haben. Mein besonderer Dank gilt dabei an erster Stelle Prof. Dr. Otto Rentz und Prof. Dr. Ute Karl für die Betreuung der Arbeit. Mit wertvollen Anregungen und konstruktiver Kritik haben sie wesentlich zur Entstehung dieser Arbeit beigetragen. Prof. Dr.-Ing. Clemens Posten danke ich für die Übernahme des Korreferates.

Des Weiteren danke ich meinen Kolleginnen und Kollegen am Institut, insbesondere Martina Haase, Frank Schwaderer, Massimo Genoese, Hauke Bartusch und Sylvain Cail sowie meinem ehemaligen Kollegen Dr. Pierre Kerdoncuff für die freundschaftliche Unterstützung und die zahlreichen Gespräche und Diskussionen.

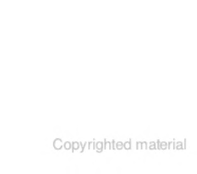
Anne Kleyböcker und Dr. Hilke Würdemann vom Geoforschungszentrum Potsdam danke ich für die gute Zusammenarbeit innerhalb des Forschungsprojektes zur Co-Vergärung.

Mein ganz besonderer Dank gilt meiner Freundin Ursel und unserer Tochter Hanna Antonia, meinen Eltern, meinem Bruder Andreas sowie allen Freunden für die persönliche Unterstützung in den letzten Jahren.

Karlsruhe, im Februar 2009 *Matthias Koch*



Inhaltsverzeichnis


Copyrighted material

1. Einleitung

1.1. Ausgangslage und Problemstellung

Der weltweit steigende Energiebedarf, die Endlichkeit fossiler Energieträger und mineralischer Rohstoffe sowie die zunehmende Erderwärmung erfordern den Ausbau effizienter und umweltfreundlicher Technologien zur Energiebereitstellung und Rohstoffversorgung. Neben dem Einsatz von regenerativen Energieträgern kommt dabei auch der Förderung der Kreislaufwirtschaft eine wichtige Bedeutung zu.

Die Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen und organischen Rest- und Abfallstoffen stellt dabei ein Verfahren zum anaeroben, mikrobiologischen Abbau ligninarmer organischer Substanz zu methanhaltigem Biogas und Gärrest dar. Als mögliche Eingangssubstrate kommen aus dem landwirtschaftlichen Sektor Gülle, nachwachsende Rohstoffe (z. B. Maissilage) und pflanzliche Ernterückstände in Betracht. Aus dem Sektor Abfallwirtschaft werden unter anderem kommunale Bioabfälle, Speisereste, überlagerte Lebensmittel und Klärschlamm mit einem Vergärungsverfahren anaerob behandelt. Werden mindestens zwei Substratarten in einer Anlage vergoren, spricht man von Co-Vergärung. Der Methangehalt im Biogas liegt je nach Zusammensetzung der Eingangssubstrate zwischen 50 % und 65 %. Das Biogas wird in Deutschland überwiegend zur Strom- und Wärmebereitstellung genutzt, in Einzelfällen wird das aufbereitete Biogas auch als Kraftstoff in Erdgasfahrzeugen eingesetzt oder in das Erdgasnetz eingespeist. Der nach der Vergärung anfallende Gärrest kann bei entsprechender Qualität als organischer Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Pflanzennährstoffe, wie beispielsweise Stickstoff oder Phosphor, werden dabei in den landwirtschaftlichen Stoffkreislauf rückgeführt. Dies kann die Verwendung von Mineraldüngern teilweise ersetzen und den Verbrauch an mineralischen Phosphatreserven verringern. Gleichzeitig fördert der Einsatz von organischem Dünger die Humusbildung in landwirtschaftlich genutzten Böden (Schachtschabel u. a., 1998, S. 45f). Werden für eine Co-Vergärung schadstoffbelastete Substrate, wie z. B. Klärschlamm, eingesetzt, ist eine stoffliche Verwertung

der Gärreste oft nicht mehr möglich oder erwünscht. In diesem Fall ist eine thermische Behandlung der Gärreste, beispielsweise die Mitverbrennung in einer Großfeuerungsanlage, erforderlich.

In Deutschland hat die Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen und Gülle in landwirtschaftlichen Co-Vergärungsanlagen aufgrund der im Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) festgelegten Einspeisevergütungen für Strom aus Biogas in den Jahren 2000 bis 2008 stark zugenommen (BMU, 2007a, S. 80–82). Im Jahr 2007 waren in Deutschland etwa 3 700 Anlagen mit einer installierten elektrischen Leistung von rund 1 200 MW in Betrieb (Fachverband Biogas e.V., 2007). Neben Gülle wird in diesen Anlagen zunehmend Maissilage als Eingangssubstrat eingesetzt. Das Gülleaufkommen in Deutschland beläuft sich auf rund $150 \cdot 10^6$ t/a, etwa 10 % davon wurden im Jahr 2005 in Biogasanlagen eingesetzt (Knappe u. a., 2007, S. 71–73). Die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen sind gegenwärtig von steigenden Substratkosten für nachwachsende Rohstoffe (z. B. Maissilage) und von der zum 01. Januar 2009 in Kraft tretenden Novellierung des EEG mit einer veränderten Einspeisevergütung für Strom aus Biogas geprägt (Dederer, 2007; EEG, 2008).

Mit dem Inkrafttreten der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi) ist seit dem 01. Juni 2005 die Verwertung und Behandlung von organischen Abfällen[1] vorgeschrieben und die biologische Behandlung getrennt erfasster Bioabfälle sicherzustellen (TASi, 1993). Gegenwärtig[2] sind in Deutschland rund 1 700 biologische Abfallbehandlungsanlagen in Betrieb, etwa 1 000 davon sind Kompostierungsanlagen (Statistisches Bundesamt, 2007b, S. 134). Eine anaerobe Behandlung von Abfällen findet in rund 500 Vergärungsanlagen statt. Bei einem Großteil dieser Anlagen handelt es sich jedoch um landwirtschaftliche Biogasanlagen, die nur ausgewählte organische Abfälle, beispielsweise Backabfälle oder Speisereste, zusammen mit Gülle verwerten.

Von den $3.8 \cdot 10^6$ t/a getrennt erfasster Bioabfälle (Biotonne) wurden im Jahr 2005 rund 90 % kompostiert und 10 % vergoren (Statistisches Bundesamt, 2007a, S. 11) (Umweltbundesamt, 2007b). Da für Kompostierungsanlagen mit einer Kapazität größer 10 000 Jahrestonnen die Integration einer Vergärungsstufe in den Anlagenbetrieb eine mögliche Verfahrensvariante zur Steigerung der Energieeffizienz darstellt, ist mit einer

[1] Abfälle dürfen nur noch mit einem organischen Trockensubstanzgehalt kleiner 3 % bzw. 5 % deponiert werden.

[2] Bezugsjahr 2005

Zunahme der Vergärung von getrennt erfassten Bioabfällen zu rechnen (Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, 2007, S. 24).

Eine weitere Möglichkeit der biologischen Behandlung organischer Abfälle ist die Co-Vergärung zusammen mit Klärschlamm am Standort kommunaler Kläranlagen. Im Jahr 2004 fielen in Deutschland $2{,}25 \cdot 10^6$ t Trockensubstanz an Klärschlamm aus der kommunalen Abwasserbeseitigung an. Von den rund 10 000 kommunalen Kläranlagen in Deutschland weisen etwa 2 000 Kläranlagen eine Ausbaustufe größer 10 000 Einwohnergleichwerten auf (Statistisches Bundesamt, 2006b, S. 29). Ab dieser Ausbaustufe wird der Klärschlamm in der Regel einer anaeroben Klärschlammfaulung unterzogen, so dass bei Kläranlagen dieser Größenordnung die Co-Vergärung mit biologischen Abfällen denkbar ist.

Da die Anzahl der Co-Vergärungsanlagen und die Menge der darin eingesetzten organischen Stoffe zunimmt, treten auch die vom Betrieb dieser Anlagen ausgehenden ökologischen Auswirkungen stärker in den Vordergrund. Vor diesem Hintergrund und den sich mit der Neufassung des EEG ändernden wirtschaftlichen Rahmenbedingungen ist eine ökologische und ökonomische Bewertung typischer Prozessketten zur Co-Vergärung erforderlich. Des Weiteren fallen die für eine Co-Vergärung geeigneten Substrate in der Regel dezentral und in Abhängigkeit der Siedlungsstruktur und der landwirtschaftlichen Nutzfläche auch regional unterschiedlich verteilt an. Damit stellen sich sowohl für die Ausgestaltung eines Entsorgungsnetzwerkes zur anaeroben Behandlung von biologischen Abfällen, als auch für die Bereitstellung von nachwachsenden Rohstoffen und Gülle zur energetischen Nutzung in Co-Vergärungsanlagen Fragen der Verfahrens-, Standort- und Kapazitätsauswahl und der Substratzuordnung unter der Berücksichtigung ökonomischer und ökologischer Zielkriterien.

1.2. Zielsetzung und Lösungsweg

Zielsetzung dieser Arbeit ist die Entwicklung eines Planungsinstruments zur Nutzung von organischen Stoffströmen in Co-Vergärungsanlagen unter ökonomischen und ökologischen Kriterien. Die Anwendung des Planungsmodells soll die Auswahl von Verfahrens-, Standort- und Kapazitätsalternativen unterstützen und damit einen Beitrag zur Steuerung und Nutzung dieser Stoffströme im regionalen Kontext leisten.

In Kapitel 2 werden dazu zunächst die mikrobiologischen und verfahrenstechnischen Grundlagen, die rechtlichen Rahmenbedingungen der Co-Vergärung sowie der aktuelle Stand der energetischen Nutzung von Biomasse in Deutschland dargestellt. Die betrachteten Prozessketten zur Co-Vergärung in landwirtschaftlichen und abfallwirtschaftlichen Anlagen werden in Kapitel 3 als Stoff- und Energiestrommodelle abgebildet. Die bilanzierten Stoff- und Energieströme bilden die Grundlage für die in Kapitel 4 dargestellte ökologische Bewertung der Anlagentypen zur Co-Vergärung entlang der gesamten Prozesskette.

Zur ökonomischen Bewertung in Kapitel 5 wird eine Gewinnvergleichsrechnung durchgeführt. Neben investitions- und durchsatzabhängigen Kosten sowie Personal- und Transportkosten werden auch die ab 2009 geltenden neuen Einspeisevergütungen für Strom aus Biogas berücksichtigt (EEG, 2008). Zur Bestimmung der durchsatzabhängigen Kosten wird auf die Ergebnisse der Stoff- und Energiestrombilanzierung zurückgegriffen.

Die aus der ökologischen und ökonomischen Bewertung abgeleiteten substrat-, verfahrens- und kapazitätsspezifischen Kennzahlen werden schließlich in Kapitel 6 in ein Standortplanungsmodell auf Basis einer gemischt-ganzzahligen, linearen Optimierung integriert. Mit diesem Modell werden optimale Standorte hinsichtlich ökologischer und ökonomischer Zielkriterien bestimmt. Die Anwendung des Planungsmodells findet exemplarisch für die Landkreise Heilbronn-Stadt und Heilbronn-Land statt. Diese beiden Landkreise weisen sowohl städtische als auch ländliche Komponenten auf und verfügen so über ein Substratangebot, welches sich aus landwirtschaftlichen Reststoffen, nachwachsenden Rohstoffen und kommunalen organischen Abfallstoffen zusammensetzt. Für die Aufbereitung der raumbezogenen Daten der Region Heilbronn sowie für die Darstellung der Ergebnisse der Standortplanung wird ein Geographisches Informationssystem (GIS) eingesetzt.

In Kapitel 7 werden abschließend die zentralen Bestandteile und Ergebnisse dieser Arbeit zusammengefasst.

2. Grundlagen der Co-Vergärung

In diesem Kapitel werden in Abschnitt 2.1 zunächst die mikrobiologischen Grundlagen von Vergärungsprozessen dargestellt. In Abschnitt 2.2 wird dann auf die Eigenschaften und Verfügbarkeit vergärbarer Substrate eingegangen. Die verfahrenstechnischen Grundlagen von Co-Vergärungsanlagen werden in Abschnitt 2.3 erläutert. In Abschnitt 2.4 wird auf die rechtlichen Rahmenbedingungen der Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen eingegangen. Abschnitt 2.5 zeigt den Stand der energetischen Biomassenutzung in Deutschland.

2.1. Mikrobiologische Grundlagen der Co-Vergärung

2.1.1. Natürliche Stoffwechselvorgänge

Grundlage des biologischen Kohlenstoffkreislaufes ist die von grünen Pflanzen, Algen und Cyanobakterien durchgeführte Photosynthese. Zum Aufbau von Glucose aus Kohlenstoffdioxid und Wasser nutzen diese photoautotrophen Lebewesen die Sonnenstrahlung als Energiequelle (Gleichung 2.1).

$$6\,CO_2 + 12\,H_2O \rightarrow C_6H_{12}O_6 + 6\,O_2 + 6\,H_2O \qquad [2.1]$$

Sonnenenergie wird so in biochemische Bindungsenergie transformiert und in Form von Biomasse gespeichert. Die von den Primärproduzenten aufgebaute Biomasse nutzen heterotrophe Konsumenten als Nahrungsquelle. Sie gewinnen dadurch Baustoffe und Energie für ihren eigenen Stoffwechsel. Den effizientesten Weg der biochemischen Energiegewinnung aus Dissimilationsprozessen stellt die aerobe Veratmung von Glucose dar (Gleichung 2.2).

$$C_6H_{12}O_6 + 6\,O_2 + 6\,H_2O \rightarrow 6\,CO_2 + 12\,H_2O \qquad \Delta G_0' = -2870\,kJ \qquad [2.2]$$

Etwa 90 % bis 95 % der Mineralisation von organischer Substanz geschieht unter aeroben Bedingungen (Fuchs, 2008, S. 285). Die frei gewordene Energie dieser Redoxreaktionen wird als Gibbsche Reaktionsenergie[1] $\Delta G_0'$ angegeben (Cypionka, 2006, S. 103–107). In der Zelle wird die gewonnene Energie direkt für Transportvorgänge genutzt, biochemisch in Form von Adenosintriphosphat (ATP) konserviert oder als Wärme abgegeben. Sauerstoff dient dabei als externer Elektronenakzeptor im letzten Teilschritt der Redoxreaktion (Munk, 2001, S. 8-47). Die hohe Energieausbeute bei aeroben Stoffwechselvorgängen resultiert aus der großen Redoxpotenzialdifferenz der beteiligten Reaktionspartner. Entsprechend energiearm sind die Endprodukte der Reaktion. Etwa 50 % der organischen Substanz werden zur Energiebereitstellung und 50 % als Ausgangsstoffe für Stoffwechselprozesse verwendet (Fuchs, 2008, S. 285).

Anaerobe Atmungsprozesse finden ohne molekularen Sauerstoff als Elektronenakzeptor statt. Sofern ein anderer externer Elektronenakzeptor zur Verfügung steht, findet ebenfalls eine vollständige Mineralisierung der organischen Substanz statt. Einige Prokaryonten[2] veratmen zum Beispiel Nitrat (NO_3^-), Sulfat (SO_4^{2-}) oder Karbonat (CO_3^{2-}) im Rahmen ihres Energiestoffwechsels.

Bei Gärprozessen (Fermentation) steht den Mikroorganismen kein externer Elektronenakzeptor zur Verfügung und es findet nur eine unvollständige Mineralisation der organischen Substanz statt. Die organische Substanz wird dabei von fermentativen Mikroorganismen zunächst zu Alkoholen, organischen Säuren, Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid umgesetzt. Diese Gärprodukte können dann von anderen Mikroorganismen weiter zu Essigsäure[3], Kohlenstoffdioxid und Wasserstoff umgewandelt werden. Methanogene Archaeen bilden daraus schließlich Methan und Kohlenstoffdioxid, den Endprodukten der anaeroben Nährstoffkette (Fuchs, 2008, S. 349).

Die organische Substanz der Nährstoffquelle dient sowohl als Elektronendonator als auch als Elektronenakzeptor und besitzt deshalb eine mittlere Oxidationsstufe. Die Oxidation des Ausgangssubstrates kann nur unvollständig ablaufen, da die frei werdenden Elektronen auf ein internes Zwischenprodukt der Redoxreaktion übertragen werden. Natürliche Gärprozesse finden z. B. in Sümpfen, Seesedimenten und Pansen von Wiederkäuern statt.

[1]Die Reaktionsenergie $\Delta G_0'$ bezieht sich auf die Standardbedingungen von 1 bar, pH 7 und 25 °C.

[2]Organismen, denen ein echter Zellkern fehlt.

[3]Ethansäure nach IUPAC-Nomenklatur

Fakultativ anaerobe Bakterien nutzen aufgrund der geringeren Energieausbeute anaerober Atmungsprozesse nur bei Abwesenheit von molekularem Sauerstoff alternative externe Elektronenakzeptoren und schalten bei der Verfügbarkeit von Sauerstoff auf aerobe Atmungsprozesse um. Solche anoxischen Bedingungen, bei denen Sauerstoff nur in gebundener Form vorliegt, finden sich beispielsweise in Gewässern und spielen eine wichtige Rolle bei ihrer Selbstreinigung. Organismen, die Sulfat oder Kohlenstoffdioxid als Elektronenakzeptor nutzen (z. B. Sulfatreduzierer, methanogene Mikroorganismen), sind dagegen obligat anaerobe Spezialisten (Munk, 2001).

Die Redoxpotenzialunterschiede sind bei Gärprozessen im Vergleich zu aeroben und anaeroben Atmungsprozessen deutlich geringer. Die bestmögliche Energieausbeute des anaeroben Abbaus von Glucose über Gärprozesse beträgt nur rund ein Siebtel des aeroben Abbaus von Glucose (–418 kJ/mol Glucose). Im ersten Teilschritt werden beim Abbau von einem Mol Glucose zu Essigsäure 216 kJ freigesetzt (Gleichung [2.3]). Bei der abschließenden Mineralisation von Essigsäure zu Methan und Kohlenstoffdioxid werden 202 kJ frei (Gleichung [2.4]) (Fuchs, 2008, S. 285–286).

$$C_6H_{12}O_6 + 2\,H_2O \rightarrow 2\,CH_3COOH + 2\,CO_2 + 4\,H_2 \qquad \Delta G_0' = -216 kJ \qquad [2.3]$$

$$2\,CH_3COOH + 2\,CO_2 + 4\,H_2 \rightarrow 3\,CO_2 + 3\,CH_4 + 2\,H_2O \qquad \Delta G_0' = -202 kJ \qquad [2.4]$$

Die an Gärprozessen beteiligten Mikroorganismen müssen für einen Energiegewinn, der dem aerober Atmungsprozesse entspricht, deutlich höhere Substratmengen umsetzen. Die nicht vollständig oxidierten Endprodukte weisen noch einen relativ hohen Energiegehalt auf, so dass sie für eine weiterführende energetische Nutzung verwendet werden können.

2.1.2. Methangärung

Der gesamte Prozess der Methangärung stellt eine vierstufige Abfolge aus hydrolytischer, acidogener, acetogener und methanogener Phase dar (Abbildung 2.1). Die einzelnen Abbauphasen werden dabei von entsprechend spezialisierten Bakterienarten, die miteinander in enger Wechselwirkung stehen und zusammen eine Biozönose bilden, durchgeführt.

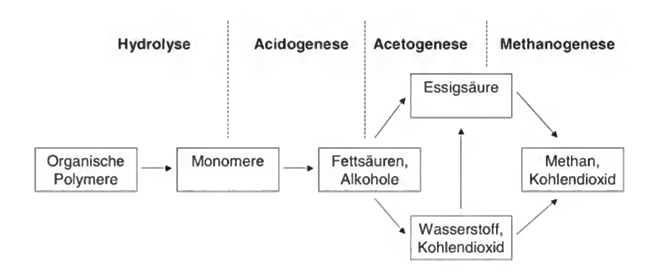


Abb. 2.1.: Schematische Darstellung der Prozesse zur Methangärung (verändert nach BaySt-MUGV, 2004a, S. 6)

Hydrolyse und Acidogenese

In der hydrolytischen Phase erfolgt zunächst die enzymatische Spaltung hochmolekularer Ausgangssubstrate, wie z. B. Polysaccharide, Proteine und Fette, in gelöste Monomere. In der acidogenen Phase werden die gelösten Monomere von fermentativen Bakterien zu kurzkettigen organischen Säuren und Alkoholen sowie zu Kohlenstoffdioxid und Wasserstoff vergoren. Die hydrolysierenden Bakterien sind überwiegend fakultativ anaerob und können somit auch unter aeroben Bedingungen existieren.

Acetogenese

Die gebildeten organischen Säuren und Alkohole werden anschließend von acetogenen Bakterien zu Essigsäure und Wasserstoff umgesetzt. In Gleichung 2.5 wird aus Buttersäure[4] und Wasser Essigsäure und Wasserstoff gebildet. Dieser Reaktionsweg läuft jedoch nur bei einem geringen Wasserstoffpartialdruck ($<10^{-5}$ bar) exergonisch ab, so dass die acetogenen Bakterien auf eine zeitgleich ablaufende, wasserstoffverbrauchende Reaktion angewiesen sind (Schmelz, 2000, S. 17–18).

$$CH_3(CH_2)_2COOH + 2\,H_2O \rightarrow 2\,CH_3COOH + 2\,H_2 \qquad [2.5]$$

[4]Butansäure nach IUPAC-Nomenklatur

Eine weitere Möglichkeit der Essigsäurebildung ist neben dem Abbau längerkettiger organischer Säuren und Alkohole die Umsetzung von Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid zu Essigsäure (Gleichung [2.6]) (Fuchs, 2008, S. 377). Wasserstoff dient dabei als Elektronendonator.

$$4\,H_2 + 2\,CO_2 \rightarrow CH_3COOH + 2\,H_2O \qquad \Delta G_0' = -111\,kJ \qquad [2.6]$$

Methanogenese

Die methanogenen Mikroorganismen gehören zu der Domäne[5] der Archaeen. Ein Merkmal der Archaeen ist die Eigenschaft, sich an extreme Standorte und Lebensbedingungen, wie beispielsweise Temperaturen über 80 °C oder stark saure oder basische Milieubedingungen, anpassen zu können. Das Substratspektrum ist dabei auf C_1-Verbindungen, Essigsäure, Kohlenstoffdioxid und Wasserstoff beschränkt. Die Gruppe der methanogenen Mikroorganismen sind aus diesem Grund immer mit acetogenen oder wasserstofffreisetzenden Mikroorganismen vergesellschaftet. Dabei sind sowohl die methanogenen Mikroorganismen auf die Bereitstellung der Ausgangsssubstrate ihres speziellen Stoffwechsels, als auch die acidogenen und acetogenen Bakterien auf den Verbrauch ihrer Stoffwechselendprodukte angewiesen. Eine wichtige Steuergröße kommt dabei dem Wasserstoffpartialdruck zu. Die Aktivität methanogener Mikroorganismen führt zu extrem niedrigen Wasserstoffpartialdrücken von bis zu 10^{-5} bar. Wasserstoffoxidierende methanogene Bakterien bilden Methan aus Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid (Gleichung [2.7]) (Schmelz, 2000, S. 18). Bei einem Wasserstoffpartialdruck von 10^{-5} bar beträgt die Reaktionsenthalpie $\Delta G'$ allerdings nur -17 kJ/mol Methan, so dass diese Reaktion bei dem für die Acetogenese erforderlichen Wasserstoffpartialdruck gerade noch thermodynamisch möglich ist (Fuchs, 2008, S. 397).

$$4\,H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2\,H_2O \qquad \Delta G_0' = -136\,\mathrm{kJ/mol\,CH_4} \qquad [2.7]$$

[5] In der Evolutionsbiologie werden nach genetischen Merkmalen die drei Domänen Bakterien, Eukaryonten und Archaeen unterschieden (Woese, 2002).

Eine weitere Möglichkeit der Methanbildung stellt die Disproportionierung[6] von C_1-Verbindungen (Ameisensäure[7] oder Methanol) dar. Ein Teil der C_1-Moleküle dient als Elektronendonator und wird zu Kohlenstoffdioxid oxidiert, der andere Teil nimmt die Elektronen auf und wird zu Methan reduziert. Gleichung [2.8] zeigt die Methanogenese durch die Disproportionierung von Ameisensäure, die Methanogenese über Methanol ist in Gleichung [2.9] dargestellt (Schmelz, 2000, S. 18).

$$4\,HCOOH \rightarrow CH_4 + 3\,CO_2 + 2\,H_2O \qquad \Delta G_0' = -131\,\mathrm{kJ/mol\,CH_4} \qquad [2.8]$$

$$4\,CH_3OH \rightarrow 3\,CH_4 + CO_2 + 2\,H_2O \qquad \Delta G_0' = -104\,\mathrm{kJ/mol\,CH_4} \qquad [2.9]$$

Der Abbau von Essigsäure als einzige C_2-Verbindung zu Methan und Kohlenstoffdioxid wird im Gegensatz zur Methanbildung aus Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid nur von zwei methanogenen Mikroorganismen durchgeführt (Gleichung [2.10]) (Schmelz, 2000, S. 18).

$$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2 \qquad \Delta G_0' = -31\,\mathrm{kJ/mol\,CH_4} \qquad [2.10]$$

Obwohl die Methanogenese über den Abbau von Acetat energetisch am ungünstigsten ist, laufen die methanogenen Prozesse in der Natur zu etwa 70 % über diesen Weg der intramolekularen Disproportionierung von Essigsäure ab (Fuchs, 2008, S. 395). Für einen vollständigen anaeroben Abbau sind somit die methanogenen Mikroorganismen auf die Bereitstellung von Essigsäure als Ausgangssubstrat angewiesen (Schmelz, 2000, S. 18).

2.2. Eigenschaften und Verfügbarkeit vergärbarer Substrate

In Co-Vergärungsanlagen können grundsätzlich organische Substratarten mit einem geringen Ligningehalt[8] eingesetzt werden. Das Substratangebot zur Co-Vergärung setzt

[6]Bei dieser Redoxreaktion tritt ein Element sowohl als Oxidationsmittel als auch als Reduktionsmittel auf und muss somit in einer mittleren Oxidationsstufe vorliegen.

[7]Methansäure nach IUPAC Nomenklatur

[8]Lignin ist Bestandteil holzartiger Biomasse und kann von den an der Vergärung beteiligten Mikroorganismen nicht abgebaut werden.

sich dabei aus landwirtschaftlichen Reststoffen (z. B. Gülle), landwirtschaftlichen Nebenprodukten (z. B. Kartoffelkraut), Reststoffen und Nebenprodukten der Lebensmittelindustrie (z. B. Kartoffelpülpe, Obsttrester), organischen Rest- und Abfallstoffen (z. B. Bioabfälle, Speisereste, Klärschlamm) sowie aus speziell angebauten Energiepflanzen (z. B. Maissilage) zusammen.

Die theoretische Biogasausbeute dieser Substrate und die Zusammensetzung des Biogases ist vom Kohlenhydrat-, Fett- und Proteingehalt abhängig. Beim vollständigen anaeroben Abbau von Glucose wird eine spezifische Gasmenge von 790 L/kg oTS[9] freigesetzt (Roediger, 1967, S. 110). Der Methangehalt beträgt 50 % (Gleichung 2.11) .

$$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3\,CH_4 + 3\,CO_2 \qquad [2.11]$$

Die durchschnittlich aus Fetten zu erzielende spezifische Gasmenge beträgt 1270 L/kg oTS, der Methangehalt im Biogas liegt bei 68 % (Roediger, 1967, S. 110). In Gleichung 2.12 ist der Abbau der Fettsäure Stearinsäure dargestellt. Sie liefert mit 1418 L/kg oTS eine hohe spezifische Gasmenge und mit 72 % auch einen hohen Methangehalt im Biogas (Roediger, 1967, S. 107).

$$C_{18}H_{36}O_2 + 8\,H_2O \rightarrow 13\,CH_4 + 5\,CO_2 \qquad [2.12]$$

Beim Proteinabbau wird durchschnittlich eine spezifische Gasmenge von rund 700 L/kg oTS und ein Methangehalt im Biogas von 71 % erzielt (Roediger, 1967, S. 110). Der Abbau der Aminosäure Alanin (Gleichung 2.13) liefert mit 500 L/kg oTS eine vergleichsweise geringe spezifische Gasmenge, mit 75 % jedoch einen hohen Methangehalt im Biogas.

$$2\,C_3H_7NO_2 + 4\,H_2O \rightarrow 3\,CH_4 + CO_2 + 2\,HCO_3^- + 2\,NH_4^+ \qquad [2.13]$$

Die theoretisch möglichen spezifischen Gaserträge werden in der Praxis jedoch nicht erreicht. In Tabelle 2.1 sind die durchschnittlich unter Praxisbedingungen zu erreichenden Gaserträge sowie die TS[10]- und oTS-Gehalte verschiedener Substratarten dargestellt. Diese Gaserträge können je nach Substratqualität und Betriebsweise der Vergärungsanlage erhebliche Schwankungen aufweisen.

[9]organische Trockensubstanz
[10]Trockensubstanz

Tab. 2.1.: Kennwerte von Substraten zur Co-Vergärung (FNR, 2004, S. 95) (KTBL, 2005, S. 15-16)

Substratart	TS-Gehalt (%)	oTS-Gehalt (%TS)	Biogasertrag (L/kg oTS)	Methangehalt (Vol. %)
Rindergülle	8–10	75–85	320	55–60
Schweinegülle	6–8	75–85	400	60–70
Maissilage	25–35	85–95	600	50–55
Zuckerrübe	23	90–95	800–860	53–54
Grassilage	25–50	70–95	550–620	54–55
Rübenblatt, Kartoffelkraut	15–20	75–80	600	50–55
Schlempe	6–8	85–95	650	55–65
Molke	5–7	90–95	750	55–65
Obsttrester	25–45	85–95	520	55–60
Kartoffelpülpe	15–25	90–95	610	50–60
Bioabfälle	40–60	50–70	400–600	55–65
Speisereste	10–30	85–95	400–600	55–65
Landschaftspflegematerial	30	80–90	550–680	55–65
Klärschlamm	3–5	60–70	450	60

Legende: TS = Trockensubstanz, oTS = organische Trockensubstanz

Zur Abschätzung des Biogaspotenzials wird das verfügbare Aufkommen der einzelnen Substratarten mit dem durchschnittlichen substratspezifischen Biogasertrag multipliziert. Die damit abgeleiteten Biogaspotenziale sind in Tabelle 2.2 dargestellt.

Die im Wesentlichen zur Co-Vergärung genutzten landwirtschaftlichen Substratarten sind Gülle und Maissilage (FNR, 2005, S. 77–83). Im Jahr 2005 umfasste der Rinder- und Schweinebestand in Deutschland 12,9 Millionen Rinder (11,8 Millionen Großvieheinheiten[11] (GVE)) und 27 Millionen Schweine (2,5 Millionen GVE). Über 60 % der Rinder werden in Betrieben mit einem Viehbestand von mehr als 100 Rindern gehalten. Diese Betriebsgröße weisen 20 % der rinderhaltenden Betriebe auf (Statistisches Bundesamt, 2006a, S. 29). Etwa 30 % aller Schweine werden in Großbetrieben mit mehr als 1 000 Tieren gehalten. Der Anteil dieser Großbetriebe entspricht 7 % der schweinehaltenden Betriebe.

[11]Eine Großvieheinheit entspricht einem Gewicht von 500 kg.

Tab. 2.2.: Angenommenes, verfügbares Biogaspotenzial einzelner Substratarten in Deutschland

Substratart	Aufkommen (1 000 t/a)	Verfügbarkeit (1 000 t/a)	Biogaspotenzial (TJ/a)
Rindergülle	180 000	90 000	36 500
Schweinegülle	20 000	10 000	5 200
Maissilage	32 250	32 250	110 000
Zuckerrübe	5 400	5 400	18 000
Grassilage	23 000	11 500	32 000
Ernterückstände			5 000
Industrielle Nebenprodukte			3 500
Bioabfälle	3 800	3 800	11 800
Speisereste	360	360	700
Landschaftspflegematerial	3 900	1 800	6 400
Klärschlamm (TS)	2 300	1 840	11 700

Für den Einsatz von Gülle in Co-Vergärungsanlagen wird näherungsweise eine Gülleverfügbarkeit[12] von 50 % unterstellt. Mit Hilfe des durchschnittlichen jährlichen Gülleanfalls für Rinder (16 t/GVE) und Schweine (8 t/GVE) lässt sich für Deutschland ein jährliches Biogaspotenzial aus Rindergülle von 36 500 TJ und von 5 200 TJ aus Schweinegülle ableiten (DüV, 2007, Anlage 5).

In Deutschland wird gegenwärtig eine Fläche von $17 \cdot 10^6$ ha landwirtschaftlich genutzt. Etwa 70 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche sind Ackerflächen, weitere 29 % sind Dauergrünland und 1 % Sonderkulturen. Auf $6{,}7 \cdot 10^6$ ha wurde im Jahr 2005 Getreide angebaut, $1{,}4 \cdot 10^6$ ha entfielen auf den Anbau von Raps und $1{,}3 \cdot 10^6$ ha auf den Anbau von Silomais. Für den Anbau von Zuckerrüben standen im Jahr 2005 rund 420 000 ha zur Verfügung, etwa 800 000 ha Ackerfläche lagen im selben Zeitraum in Deutschland brach (Statistisches Bundesamt, 2006a, S. 20–24).

Im Jahr 2007 wurde auf etwa 400 000 ha im Wesentlichen Silomais für die Vergärung in Biogasanlagen angebaut (FNR, 2007, S. 12). Wird eine Flächenverfügbarkeit für den Anbau von Silomais zur Co-Vergärung von 750 000 ha unterstellt, ergibt sich bei einem mittleren Ernteertrag[13] von 43 t/ha a ein Biogaspotenzial in Höhe von 110 000 TJ/a (Sta-

[12] Gülle von kleineren viehhaltenden Betrieben und von Betrieben mit Weidehaltung wird für die Potenzialabschätzung nicht berücksichtigt.

[13] Mehrjähriger Durchschnitt von 1999–2004

tistisches Bundesamt, 2006a, S. 24). In der Arbeit von Kaltschmitt u. a. (2005, S. 11) wird im Vergleich dazu eine Flächenverfügbarkeit von maximal $1{,}6 \cdot 10^6$ ha zum Anbau von Energiepflanzen in Deutschland ausgewiesen.

Für Zuckerrüben wird eine Flächenverfügbarkeit von 100 000 ha sowie ein durchschnittlicher Ernteertrag im Jahr von 54 t/ha angenommen (Statistisches Bundesamt, 2006a, S. 23). Daraus ergibt sich ein Biogaspotenzial aus Zuckerrüben von 18 000 TJ/a. Für Baden-Württemberg kann ein Überschuss an Dauergrünlandflächen von durchschnittlich 20 % unterstellt werden (Rausch u. a., 2007, S. 12). Werden diese Annahmen auf ganz Deutschland übertragen, stehen $1 \cdot 10^6$ ha Dauergrünland für eine alternative Nutzung zur Verfügung. Bei einer angenommenen Verfügbarkeit von 50 % dieser Überschussflächen zur Grassilagebereitstellung in Co-Vergärungsanlagen und einem mittleren Hektarertrag von 23 t/a, beträgt das Biogaspotenzial aus Grassilage rund 32 000 TJ/a (Rausch u. a., 2007, S. 45).

Ernterückstände können zur Gründüngung auf den abgeernteten Ackerflächen verbleiben oder durch Vergärung energetisch genutzt werden (z. B. Rübenblätter). Das Biogaspotenzial aus Ernterückständen wird mit 5 000 TJ/a angenommen (Kaltschmitt u. a., 2005, S. 12).

Abfälle und Nebenprodukte aus der Lebensmittel- und Biokraftstoffindustrie, wie beispielsweise Molke (Milchverarbeitung), Schlempe (Alkohol- und Ethanolherstellung), Glycerin (Biodieselherstellung), Pülpe (Kartoffelstärkeherstellung), Trester (Wein- und Saftherstellung) oder Treber (Brauereien), sind ebenfalls für die Vergärung geeignet. Für diese Nebenprodukte existieren verschiedene Verwertungspfade, beispielsweise als Dünger, Viehfutter oder als Ausgangsstoff für weitere Produkte (z. B. Milchpulver), die in Konkurrenz zu einer möglichen Nutzung in Co-Vergärungsanlagen stehen. Das Biogaspotenzial aus Abfällen und Nebenprodukten der Lebensmittel- und Biokraftstoffindustrie wird mit 3 500 TJ/a abgeschätzt (Kaltschmitt u. a., 2005, S. 12) .

Das Aufkommen an kommunalen biologischen Abfällen in Deutschland belief sich im Jahr 2007 auf $3{,}8 \cdot 10^6$ t Bioabfälle aus der Getrenntsammlung sowie $3{,}9 \cdot 10^6$ t Landschaftspflegematerial (Statistisches Bundesamt, 2007a, S. 11). Diese Abfallströme werden zur Zeit überwiegend in Kompostierungsanlagen aerob behandelt. Etwa 650 Kompostierungsanlagen behandeln jährlich rund $2{,}6 \cdot 10^6$ t Grünschnitt. Diese Anlagen sind für die Kompostierung von Bioabfällen technisch nicht ausgestattet. Für die Behandlung von Bioabfällen und Grünschnitt stehen weitere 350 Kompostierungsanlagen zur Verfü-

gung. Sie behandeln jährlich rund $4{,}9 \cdot 10^6$ t Bioabfälle und Grünschnitt (Statistisches Bundesamt, 2007b, S. 135). Für diese Kompostierungsanlagen stellt auch die Integration einer Vergärungsstufe als Vorstufe zu einer anschließenden Nachrotte eine mögliche Verfahrensalternative dar. Zur Abschätzung des Biogaspotenzials aus Bioabfällen wird daher eine Verfügbarkeit der Bioabfälle von 100 % und des Landschaftspflegematerials von 50 % unterstellt (Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, 2007). Daraus ergibt sich ein Biogaspotenzial in Höhe von 11 800 TJ/a für Bioabfälle und 6 400 TJ/a für Landschaftspflegematerial.

Mit dem endgültigen Verbot der Verfütterung von Speiseresten an Nutztiere durch die EU-Hygieneverordnung am 01. November 2006 stellt die Vergärung eine geeignete Behandlungsform für Speisereste dar (EU-HygieneV, 2002, Artikel 22). Für das Gesamtaufkommen an Speiseresten in Deutschland in Höhe von 360 000 t/a wird daher eine Verfügbarkeit von 100 % unterstellt (Knappe u. a., 2007, S. 138). Daraus ergibt sich ein Biogaspotenzial aus Speiseresten von rund 700 TJ/a.

Das Klärschlammaufkommen in Deutschland betrug im Jahr 2004 rund $2{,}3 \cdot 10^6$ t Trockensubstanz. Etwa 30 % der Klärschlämme wurden einer thermischen Verwertung zugeführt, die restlichen 70 % wurden überwiegend stofflich genutzt (Statistisches Bundesamt, 2006b, S. 32). Als Kriterium zur Potenzialabschätzung für die Vergärung von Klärschlamm wird die Ausbaugröße der Kläranlagen herangezogen. Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von mindestens 20 000 Einwohnergleichwerten verfügen üblicherweise über eine nachgeschaltete Klärschlammfaulung (DWA, 2006). In den Anlagen dieser Ausbaugröße fallen 80 % aller Klärschlamme an, so dass sich ein Biogaspotenzial von 11 700 TJ/a ergibt (Statistisches Bundesamt, 2006b, S. 32).

Aus dieser Abschätzung kann für Deutschland ein verfügbares Biogaspotenzial von rund 240 000 TJ/a abgeleitet werden. Dieses Biogaspotenzial wird im Wesentlichen von den landwirtschaftlichen Substraten Maissilage (46 %) und Gülle (17 %) gestellt. Die Verfügbarkeit von Gülle hängt dabei auch von der Art der Tierhaltung ab. Die Flächenverfügbarkeit zum Anbau von Silomais sowie der flächenspezifische Maisertrag bestimmen die Höhe des Biogaspotenzials aus Mais. Die organischen Rest- und Abfallstoffe tragen nur zu rund 15 % zum gesamten Biogaspotenzial bei. Den Substraten Bioabfälle und Klärschlamm kommt innerhalb dieser Gruppe das größte Potenzial zu.

Auch in anderen Studien bestimmt die Flächenverfügbarkeit für den Anbau von Energiepflanzen das berechnete Biogaspotenzial. Bei einer unterstellten Flächenver-

fügbarkeit von 2,6 · 10^6 ha im Jahr 2030 wird beispielsweise ein Biogaspotenzial von 400 000 TJ/a aus landwirtschaftlichen Substraten ausgewiesen (FNR, 2006, S. 94–95). Das Biogaspotenzial aus industriellen und kommunalen Reststoffen ist mit dem berechneten Biogaspotenzial in der vorliegenden Arbeit vergleichbar (FNR, 2006, S. 96–97).

2.3. Verfahrenstechnische Grundlagen der Co-Vergärung

2.3.1. Anforderungen der mikrobiologischen Prozesse

Die mikrobiellen Stoffwechselvorgänge der Vergärung sind unter anderem von der Temperatur, dem pH-Wert, dem Redoxpotenzial und dem Nährstoffangebot abhängig. Die Milieuanforderungen der hydrolysierenden und acidogenen Mikroorganismen unterscheiden sich dabei von denen der Methanbildung. Während beispielsweise die Methanbildner einen pH-Wert von 6,7 bis 7,5 benötigen, laufen die Stoffwechselprozesse der hydrolysierenden und acidogenen Mikroorganismen im Wesentlichen bei einem pH-Wert von 5,2 bis 6,3 ab (Weiland, 2001, S. 23). Da die Generationszeiten der Methanbildner mit 10 bis 15 Tagen deutlich höher als die der versäuernden Mikroorganismen sind (1 bis 3 Tage), reagieren die Methanbildner wesentlich empfindlicher auf Veränderungen in den Milieubedingungen als die hydrolysierenden und acidogenen Mikroorganismen (Weiland, 2001, S. 22).

Die im Rahmen der Vergärung ablaufenden mikrobiologischen Prozesse unterscheiden sich in Abhängigkeit der Temperatur bezüglich der Reaktionsgeschwindigkeit und der Umsatzrate. Im psychrophilen Temperaturbereich zwischen 20 °C und 25 °C sind nur geringe Umsatzraten zu erzielen. Mit zunehmender Temperatur nimmt die Abbaurate zu und es bildet sich im mesophilen Bereich zwischen 32 °C und 38 °C ein erstes lokales Optimum. In diesem Bereich liegen für ein breites Spektrum an versäuernden und methanogenen Bakterien geeignete Temperaturbedingungen vor. Bei steigenden Temperaturen werden die Enzyme dieser Mikroorganismen geschädigt und die Reaktion kommt letztlich zum Erliegen (Schmelz, 2000, S. 24). Ein zweites lokales Temperaturoptimum des anaeroben Abbaus liegt im thermophilen Bereich zwischen 50 °C und 55 °C. Zwischen dem mesophilen und thermophilen Temperaturbereich verläuft der anaerobe Abbauprozess ungünstig und es sind nur geringe Abbauleistungen zu erzielen (Kaltschmitt u. Hartmann, 2001, S. 647). Die Umsatzraten sind im thermophilen Bereich zwar höher als im mesophilen Bereich, das thermophile Temperaturintervall ist

jedoch insgesamt enger und der Abbauprozess damit empfindlicher gegenüber Temperaturschwankungen. Auch ist die überwiegende Anzahl der methanogenen Mikroorganismen dem mesophilen Temperaturbereich zuzuordnen, so dass der Abbauprozess in diesem Temperaturintervall stabiler abläuft (Schmelz, 2000, S. 25). Im thermophilen Temperaturbereich werden hingegen bei einer bestimmten Mindestaufenthaltszeit pathogene Keime abgetötet. Dieser Umstand kann in Anlagen zur Vergärung von biologischen Abfällen zur Hygienisierung genutzt werden (vgl. Abschnitt 2.4.2).

Die unterschiedlichen Milieuanforderungen und Generationszeiten der an der Hydrolyse und Acidogenese beteiligten Mikroorganismen und der acetogenen und methanogenen Mikroorganismen legen eine apparative Trennung dieser beiden Prozessstufen nahe. Bei einem solchen Zweistufenprozess wird der Hydrolysefermenter mit einem für die hydrolysierenden und versäuernden Mikroorganismen optimalen pH-Wert betrieben. Die Methanbildung findet dann in einer zweiten Prozessstufe bei pH-Werten zwischen 7 und 7,5 statt. Dieser pH-Wert im neutralen Bereich stellt sich nur bei einer ausreichenden Pufferkapazität der Gärsubstrate ein, wofür insbesondere eine ausreichende Konzentration an Hydrogencarbonat entscheidend ist (Kaltschmitt u. Hartmann, 2001, S. 648). Mit einem Zweistufenprozess kann die Abbauleistung gesteigert und die hydraulische Verweilzeit der Substrate im Reaktor gesenkt werden. Der verfahrenstechnische Aufwand und die Überwachung des Gesamtprozesses nimmt damit jedoch zu (Weiland, 2001, S. 30).

Enthält das Substratgemisch schwer hydrolysierbare Stoffe (z. B. stark ligninocellulosehaltiges Material), ist eine separate Hydrolyse nicht mehr sinnvoll. Je nach gewählter hydraulischer Verweilzeit im Hydrolysereaktor wird dann entweder unzersetztes Material in die methanogene Prozessstufe überführt oder die Methanbildung setzt bereits im Hydrolysereaktor ein.

Bei einer einstufigen Prozessführung laufen sämtliche anaeroben Abbauvorgänge in einem Reaktor ab. Hier sind vorrangig die optimalen Milieubedingungen der Methanbildner einzustellen. Aufgrund ihrer im Vergleich zu den hydrolysierenden und versäuernden Mikroorganismen geringeren Wachstumsgeschwindigkeit und höheren Empfindlichkeit gegenüber den Milieufaktoren stellen sie den limitierenden Faktor der Gesamtreaktion dar.

2.3.2. Reaktortypen und Substrataufbereitung

Für die verfahrenstechnische Umsetzung und Steuerung der mikrobiologischen Prozesse zur Erzeugung von Biogas in Co-Vergärungsanlagen stehen unterschiedliche Reaktortypen und Verfahrenskomponenten zur Verfügung. Die Betriebsweise der Co-Vergärungsanlagen unterscheidet sich dabei hinsichtlich des Trockensubstanzgehaltes der Biomasse im Fermenter, der Prozesstemperatur und der Anzahl der Prozessstufen.

In Trockenfermentationsverfahren wird stapelbare Biomasse in parallel betriebenen, containerartigen Fermentern vergoren. Vor dem Eintrag der Substrate in die Fermenter wird meist vergorenes Material eines anderen Fermenters untergemischt, um das Frischmaterial mit den entsprechenden Mikroorganismen anzuimpfen. Das Substratgemisch wird per Radlader in den Fermenter eingebracht und der Fermenter anschließend gasdicht verschlossen. In der Startphase wird der Container zunächst belüftet, um das Gärsubstrat mit Hilfe aerober Abbauprozesse aufzuheizen. Danach wird die Belüftung eingestellt und das Gärsubstrat wird mit Perkolationsflüssigkeit berieselt. Im Porenraum des Gärsubstrates bilden sich anaerobe Verhältnisse und der anaerobe Abbau beginnt. Zur Beendigung der anaeroben Phase wird die Berieselung mit Perkolationsflüssigkeit eingestellt und das Gärsubstrat zur statischen Entwässerung noch für mehrere Tage im Reaktor belassen. Abschließend wird der Fermenterraum mit dem Abgas des BHKW gespült, um beim Austrag des Gärrestes aus dem Reaktor das Entweichen von Methan zu verhindern. Die Aufenthaltszeit der Substrate im Reaktor beträgt etwa vier bis acht Wochen.

Die Trockenfermentation ist für Substrate mit grober Feststoffstruktur und großem Porenvolumen geeignet. Um eine gleichmäßige Gasproduktion zu erreichen, müssen mindestens vier Fermenter zeitversetzt betrieben werden. Die Vorteile dieses Verfahrens liegen in der Unempfindlichkeit gegenüber Störstoffen im Substrat, der relativ einfachen Anlagentechnik und in der garantierten Verweilzeit der Substrate im Reaktor. Der diskontinuierliche Anlagenbetrieb mit permanenten Startprozessen sowie die ausschließliche Behandlungsmöglichkeit fester und stapelbarer Biomasse stellen Nachteile des Verfahrens dar (Weiland, 2006).

Nassvergärungsverfahren weisen einen Trockensubstanzgehalt im Reaktor von unter 20 % auf. Um Sedimentationsvorgänge zu vermeiden sowie einen ausreichenden Kontakt der Nährstofffracht mit den Mikroorganismen und den Gasaustrieb aus der Gärmas-

se im Reaktor zu gewährleisten, ist eine regelmäßige Durchmischung des Reaktorinhalts erforderlich. Die Durchmischung kann mechanisch mittels Rührwerken, hydraulisch durch Strömungsdurchmischung oder pneumatisch durch den Eintrag von Biogas stattfinden (Kaltschmitt u. Hartmann, 2001, S. 663). Rührkesselreaktoren mit Propeller- oder Paddelrührwerken stellen eine typische Reaktorbauweise in landwirtschaftlichen Biogasanlagen dar. Bei diesem Reaktortyp besteht allerdings die Gefahr von Kurzschlussströmungen, so dass frisch eingetragenes Substrat frühzeitig wieder aus dem Reaktor ausgetragen wird. Dies kann zu einer Abnahme der Methanbildung und zu einer unzureichenden Hygienisierung der Substrate führen (vgl. Abschnitt 2.4.2).

In der biologischen Abfallbehandlung werden daher auch liegende Pfropfenstromreaktoren eingesetzt, die das zugeführte Substrat über eine Rührschnecke durch den Reaktor schieben. Eine vollständige Durchmischung des gesamten Reaktorvolumens wird dadurch vermieden und die Gefahr von Kurzschlussströmungen reduziert. Eine andere Möglichkeit zur Vermeidung von Kurzschlussströmungen besteht in der kaskadenartigen Anordnung von mehreren Reaktoren (FNR, 2004, S. 36–40).

Substrate mit einem hohen Wassergehalt, wie beispielsweise Gülle oder Klärschlamm, können ohne vorherige Aufbereitung in Reaktoren zur Nassvergärung eingetragen werden. Landwirtschaftliche Feststoffe, wie Maissilage oder pflanzliche Reststoffe, werden per Schneckenpumpe in den Reaktor dosiert. Mit der einsetzenden Hydrolyse kommt es zu einer Verflüssigung der Substrate, so dass im Reaktor üblicherweise TS-Gehalte von 5 % bis 10 % vorliegen.

Bei der Nassvergärung heterogener Substrate, z. B. Bioabfälle, ist zunächst eine Substrataufbereitung erforderlich. Nach einer Störstoffentfernung werden diese Substrate in einem Stofflöser zerkleinert und in eine pumpfähige Suspension überführt. Der Reaktor kann bei der Nassvergärung im Vergleich zur Trockenvergärung mehrmals täglich beschickt werden. Damit lassen sich Stoßbelastungen mit organischer Substanz vermeiden und eine höhere Prozessstabilität erreichen. Über die Beschickungsintervalle und die zugeführten Substratmengen lassen sich auch die mikrobiologischen Prozesse im Reaktor beeinflussen.

2.3.3. Energetische Biogasnutzung

Die Zusammensetzung des im Rahmen der Vergärung von Mikroorganismen gebildeten Biogases hängt unter anderem von den zugeführten Substraten ab (vgl. Abschnitt 2.2). Die wesentlichen Biogasbestandteile zeigt Tabelle 2.3.

Tab. 2.3.: Schwankungsbreite der Zusammensetzung von Biogas (verändert nach FNR, 2006, S. 65)

	Volumenanteil		Volumenanteil
Methan	50 – 70 %	Schwefelwasserstoff	0,02 – 0,5 %
Kohlenstoffdioxid	30 – 45 %	Ammoniak	< 0,0005 %
Stickstoff	0,01 – 5 %	Wasserdampf	3,1% (100% r. F.)
Sauerstoff	0,01 – 2 %		

Im technisch einfachsten Fall wird das Biogas nach einer Trocknung und Grobentschwefelung direkt am Standort der Co-Vergärungsanlage zur Strom- und Wärmegewinnung genutzt (Abbildung 2.2). Ein Teil der Überschusswärme muss dabei häufig aufgrund fehlender Wärmeabnehmer am Standort der Vergärungsanlage ungenutzt an die Umgebung abgegeben werden. Mit der Aufbereitung von Biogas auf Erdgasqualität und der Einspeisung in das Erdgasnetz, kombiniert mit der energetischen Nutzung am Standort einer Wärmesenke, kann die energetische Effizienz des Verfahrens erhöht werden. Eine weitere Nutzungsform des aufbereiteten Biogases ist der Einsatz als Kraftstoff in Erdgasfahrzeugen.

Biogasentschwefelung

Um Korrosionsschäden an Bauteilen der Module zur energetischen Nutzung von Biogas zu vermeiden, ist zunächst eine Trocknung und Entschwefelung des Biogases erforderlich. Die Biogastrocknung erfolgt durch Kühlung und Kondensation des gasförmigen Wasseranteils im Biogas. Das Verfahren der Kondensationstrocknung ist im Bereich der Biogasnutzung Stand der Technik (FNR, 2006, S. 47).

Schwefelwasserstoff entsteht unter anaeroben Bedingungen bei der mikrobiologischen Reduktion von organischen Schwefelverbindungen (z. B. Aminosäuren) und Sul-

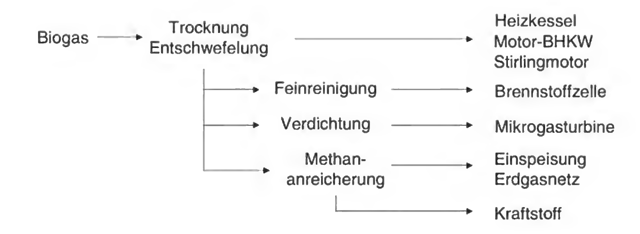


Abb. 2.2.: Verschiedene Prozessketten zur energetischen Biogasnutzung (eigene Darstellung)

fat zu Sulfid. Rohbiogas aus der Vergärung eiweißreicher Substrate (z. B. Speisereste) kann Schwefelwasserstoffgehalte von 2 000 ppm bis 5 000 ppm aufweisen (FNR, 2006, S. 64–65). Der Schwefelwasserstoffgehalt im Rohbiogas landwirtschaftlicher Biogasanlagen liegt in der Regel bei 500 ppm bis 2 000 ppm (Urban u. a., 2008, S. 25). Zur Entschwefelung von Biogas werden Verfahren der biologischen Entschwefelung, der Sulfidfällung im Reaktor und der Adsorption an Aktivkohlefiltern eingesetzt (Urban u. a., 2008, S. 40–48). Diese Verfahren werden nachfolgend kurz vorgestellt.

Bei der biologischen Entschwefelung wird Schwefelwasserstoff von aeroben Mikroorganismen zu elementarem Schwefel und weiter zu Sulfat umgesetzt. Durch das Einblasen von Luft in den Gasraum des Fermenters findet vor allem bei kleineren Anlagen eine biologische Grobentschwefelung des Biogases statt. Dieses Verfahren lässt sich technisch einfach umsetzen, der im Rohbiogas enthaltene Schwefelwasserstoff wird jedoch teilweise nur zu 50 % abgebaut. Der Zuluftbedarf in Höhe von 8 % bis 12 % der Gasproduktionsrate wirkt sich bei diesem Entschwefelungsverfahren nachteilig auf die Biogasqualität aus (FNR, 2006, S. 27–28).

Die Abbauleistung der biologischen Entschwefelung hängt von der Besiedelungsfläche der Mikroorganismen und deren Nährstoffversorgung ab. In Tropfkörperanlagen wird die biologische Entschwefelung außerhalb des Biogasreaktors durchgeführt. Die schwefeloxidierenden Mikroorganismen siedeln sich dabei auf einem Füllkörper an, der von einer Wasch- und Nährlösung umspült wird. Durch die größere Besiedelungs- und Kontaktfläche ist der Abbau von Schwefelwasserstoff zu 95 % bis 99 % möglich (FNR,

2005, S. 103). Der Zuluftbedarf zur Regeneration der Waschlösung beträgt 2 % bis 6 % und wird zusammen mit dem Biogas in die Tropfkörperanlage eingeblasen. Zum Austrag der Oxidationsprodukte wird die Nährlösung teilweise ausgetauscht. Für eine anschließende Biogasaufbereitung auf Erdgasqualität sind biologische Entschwefelungsverfahren aufgrund des Zuluftbedarfs nicht geeignet (FNR, 2006, S. 27–28).

In Biowäschern wird Schwefelwasserstoff in der Waschflüssigkeit (z. B. Natronlauge) einer Füllkörperkolonne absorbiert. Die mit Schwefelwasserstoff beladene Waschflüssigkeit wird in einer zweiten Kolonne mit Hilfe von Luftsauerstoff und schwefeloxidierenden Mikroorganismen regeneriert. Mit diesem Verfahren können auch sehr hohe Schwefelwasserstoffkonzentrationen von bis zu 20 000 ppm behandelt werden. Bei einer Ausgangskonzentration an Schwefelwasserstoff im Rohbiogas von 2 000 ppm werden abschließend Schwefelwasserstoffkonzentrationen kleiner 50 ppm bis 100 ppm erreicht (FNR, 2006, S. 28–29).

Mit der Zugabe von Eisenchlorid ($FeCl_2$) oder Eisensulfat ($FeSO_4$) als Salzlösung bildet sich im Fermenter schwer lösliches Eisensulfid (FeS). Der Schwefel wird so über den Gärrest ausgeschleust und es lassen sich Schwefelwasserstoffkonzentration kleiner 100 ppm bis 150 ppm erreichen (FNR, 2006, S. 27). Die Schwierigkeit der bedarfsgerechten Dosierung bei schwankenden Schwefelgehalten und die hohen betriebsmittelverbrauchsabhängigen Kosten für die Zugabe von Eisenchlorid oder Eisensulfat bei hohen Schwefelwasserstoffgehalten sind Nachteile dieses Verfahrens.

Die Entfernung von Schwefelwasserstoff mittels Aktivkohlefiltern wird meist als zusätzliche Entschwefelungseinrichtung eingesetzt, so dass Schwefelwasserstoffkonzentrationen kleiner 50 ppm erreicht werden. Mit imprägnierten Aktivkohlefiltern, z. B. mit Kaliumjodid als Katalysator, sind noch höhere Reinigungsleistungen und Schwefelwasserstoffkonzentrationen kleiner 3 ppm zu erzielen. Um die Austauschrate der Aktivkohlefilter zu begrenzen, ist dieses Verfahren nur zur Feinentschwefelung von bereits grobentschwefeltem Biogas geeignet (FNR, 2006, S. 30–31).

Strom- und Wärmegewinnung am Standort der Vergärungsanlage

Die Gewinnung von Strom und Wärme aus Biogas wird mit Hilfe eines Blockheizkraftwerkes (BHKW) realisiert. Zur Biogasverbrennung werden hier Gas-Otto-Motoren und Zündstrahlmotoren eingesetzt. Um die EEG-Tarife der Stromeinspeisung für Strom aus

Biogas zu erzielen, ist bei Zündstrahlmotoren die Verwendung von Pflanzenölen zur Stützfeuerung vorgeschrieben (EEG, 2008). Die Motoren sind in einem Leistungsbereich von etwa 50 kW_{el} bis 1 500 kW_{el} erhältlich und verfügen, in Abhängigkeit der Leistung, über einen elektrischen Wirkungsgrad von 34 % bis 39 %. Die thermischen Wirkungsgrade liegen bei 45 % bis 55 %, so dass sich ein Gesamtwirkungsgrad von 80 % bis 90 % ergibt (ASUE, 2005, S. 37–38). Um Korrosionsschäden an den Motoren zu vermeiden, ist ein Schwefelwasserstoffgehalt im Biogas kleiner 150 ppm (220 mg/m^3) zu erreichen (BayStMUGV, 2004b, S. 58).

Ein Teil der Abwärme des BHKW wird zur Deckung des Prozesswärmebedarfs, in erster Linie zur Beheizung der Vergärungsreaktoren, verwendet. Zur Nutzung der restlichen Überschusswärme sind weitere Wärmesenken erforderlich. In landwirtschaftlichen Betrieben kommt hierfür beispielsweise die Beheizung von Wirtschafts- und Wohngebäuden oder die Trocknung von Heu oder Holzhackschnitzeln in Betracht. Alternativ kann die nicht genutzte Wärme auch über ein Nahwärmenetz an Wärmeabnehmer in der Umgebung der Co-Vergärungsanlage verteilt werden. Mögliche Wärmeabnehmer sind sowohl private Wohngebäude als auch Gewerbebetriebe mit einem hohen Wärmebedarf (z. B. Gärtnereien). Finden sich im direkten Umfeld der Biogasanlage nicht genügend Wärmeabnehmer, so besteht auch die Möglichkeit, das Biogas über eine Biogasleitung zu einem BHKW am Standort des Wärmeabnehmers, beispielsweise einer Schule oder eines Schwimmbades, zu transportieren. Zur Deckung des Eigenwärmebedarfs der Co-Vergärungsanlage muss dann allerdings ein Heizkessel oder ein zweites BHKW am Standort der Co-Vergärungsanlage installiert werden.

Stirlingmotoren sind im unteren Leistungsbereich um 50 kW verfügbar. Beim Stirlingmotor wird die benötigte Energie zur Krafterzeugung von einer externen Wärmequelle bezogen. Durch die außermotorische Biogasverbrennung, beispielsweise in einem Gasbrenner, sind auch noch Methangehalte bis 30 % im Biogas energetisch nutzbar. Der elektrische Wirkungsgrad fällt mit 24 % bis 28 % im Vergleich zu Gas-Otto- oder Zündstrahlmotoren geringer aus (FNR, 2004, S. 110).

Alternativ zur motorischen Biogasnutzung kann das Biogas auch mit Hilfe einer Mikrogasturbine oder einer Brennstoffzelle in Strom und Wärme überführt werden. Mikrogasturbinen sind für Biogas in der Leistungsklasse um 100 kW verfügbar. Sie weisen im Vergleich zu Verbrennungsmotoren deutlich geringere Kohlenmonoxid- und Stickstoffoxidemissionen im Abgas, eine geringere Empfindlichkeit gegenüber Schwefelwasser-

stoff und einen geringeren Wartungsaufwand auf. Für den Betrieb von Mikrogasturbinen ist allerdings eine Verdichtung des Biogases auf bis zu 6 bar erforderlich. Der elektrische Wirkungsgrad liegt mit 28 % bis 30 % unter den elektrischen Wirkungsgraden von Verbrennungsmotoren (Krautkremer u. Müller, 2005, S. 181–192) (FNR, 2004, S. 111–112).

Brennstoffzellen wandeln den Energieträger Wasserstoff elektrochemisch in Strom und Wärme um. Der zugeführte Wasserstoff wird zunächst an der Anode unter Abgabe zweier Elektronen zu H^+-Ionen oxidiert. Die entstandenen Protonen wandern über einen Elektrolyten zur Kathode, wo sie mit reduzierten Sauerstoffionen oder Karbonationen zu Wasser und gegebenenfalls Kohlenstoffdioxid reagieren. Die Elektronen werden dabei über einen äußeren Stromkreis als Nutzstrom von der Anode zur Kathode geführt (Pehnt u. Traube, 2004, S. 18–24).

Die Schmelzkarbonat-Brennstoffzelle (Molten Carbonate Fuel Cell - MCFC) und die Oxidkeramische-Brennstoffzelle (Solid Oxide Fuel Cell - SOFC) können auch gereinigtes Biogas als Energieträger einsetzen. Die Reformierung des Biogases zu Wasserstoff findet dabei innerhalb der Brennstoffzelle in einer vorgeschalteten internen Reformierungsstufe statt. Eine der Brennstoffzelle vorgeschaltete Biogasfeinreinigung, z. B. in Form eines Aktivkohlefilters, ist dabei insbesondere für die Schadstoffe Schwefel, Halogene und Siloxane erforderlich (MTU CFC Solutions GmbH, 2005). Der elektrische Wirkungsgrad ist mit 45 % bis 50 % im Vergleich zur motorischen Biogasverbrennung deutlich höher und der Abgasstrom setzt sich im Wesentlichen aus Wasserdampf zusammen. Diesen Vorteilen gegenüber Verbrennungsmotoren stehen noch deutlich höhere investitionsabhängige Kosten gegenüber, so dass Brennstoffzellen erst vereinzelt in Biogasanlagen eingesetzt werden. In der Bioabfallvergärungsanlage Leonberg ist seit Oktober 2006 eine Schmelzkarbonat-Brennstoffzelle mit einer elektrischen Leistung von 50 kW und einem elektrischen Wirkungsggrad von 47 % in Betrieb. Der thermische Wirkungsgrad beträgt 23 %, so dass sich ein Gesamtwirkungsgrad von 70 % ergibt (Landratsamt Böblingen, 2006).

Biogasaufbereitung und Nutzung in Erdgasqualität

Nach einer Aufbereitung von Biogas auf Erdgasqualität und der Einspeisung des so genannten Biomethans in das Erdgasnetz kann Biogas auch von Erdgaskunden genutzt

werden. Die Aufbereitung umfasst dabei insbesondere den Schritt der Methananreicherung mittels Druckwechseladsorption (Pressure Swing Adsorption - PSA) oder Druckwasserwäsche (DWW) (Abbildung 2.3). Beide Verfahren sind im Bereich der Biogasaufbereitung Stand der Technik und in über 60 Anlagen in Deutschland, Schweden und der Schweiz im Einsatz (FNR, 2006, S. 34–40).

DWW: Verdichtung u. Gaskühlung → CO_2-Absorption → Trocknung → Brennwertanpassung

PSA: Feinentschwefelung → Verdichtung u. Gaskühlung → CO_2-Adsorption → Brennwertanpassung

Abb. 2.3.: Prozesskette der Druckwasserwäsche (DWW) und der Druckwechseladsorption (PSA) zur Aufbereitung von Biogas zu Biomethan (eigene Darstellung)

Das Verfahrensprinzip der Druckwasserwäsche baut auf der im Vergleich zu Methan höheren Löslichkeit von Kohlenstoffdioxid in Wasser auf. Das Rohbiogas wird auf etwa 9 bar verdichtet und zur Vorreinigung und Abtrennung von Schwebstoffen durch eine Kiesschüttung geleitet. Eine Feinentschwefelung des Rohbiogases ist nicht erforderlich, da Schwefelwasserstoff und auch Ammoniak eine höhere Löslichkeit als Methan aufweisen und damit bei der Methananreicherung mit abgetrennt werden (FNR, 2006, S. 39–40). Das vorgereinigte, verdichtete und auf Umgebungstemperatur abgekühlte Rohbiogas wird dann dem Boden einer Absorptionskolonne zugeführt. Die Absorptionskolonne ist als Rieselbettreaktor aufgebaut, so dass das Rohbiogas im Gegenstrom mit Wassertröpfchen in Kontakt gebracht wird. Das verwendete Wasser muss Brauchwasserqualität aufweisen, so dass das Verfahren insbesondere bei der Verfügbarkeit einer Wasserquelle eingesetzt wird (Urban u. a., 2008, S. 88–90). In Schweden wurde im Jahr 2007 in 23 Anlagen die Druckwasserwäsche zur Biogasaufbereitung eingesetzt (Richter u. Malmberg, 2007). Die Kapazität dieser Anlagen liegt im Bereich von 300 m^3/h bis 1 250 m^3/h Rohbiogas. Das Produktgas weist einen Methangehalt größer 97 % auf, die Methanverluste liegen unter 1 % (Urban u. a., 2008, S. 88-90).

Die Prozesskette zur Methananreicherung mittels Druckwechseladsorption setzt sich aus mehreren, parallel betriebenen Adsorbern zusammen. Diese enthalten eine Schüttung aus Zeolithen und Kohlenstoffmolekularsieben, welche von dem Rohbiogas durchströmt wird. Um eine schnelle Sättigung des Adsorbens mit Wasser und Schwefelverbindungen zu vermeiden, ist eine Trocknung und Entschwefelung des Biogases auf unter 5 mg H_2S/m^3 bzw. 0,2 g H_2O/m^3 erforderlich (Althaus u. Urban, 2005, S. 83–88). Die Restbestandteile an Wasser und Schwefelwasserstoff im Biogas werden zunächst an Molekularsieben aus Zeolithen adsorbiert. Das im Biogas enthaltene Kohlenstoffdioxid wird im Anschluss daran an Aktivkohle als Adsorbens gebunden. Zur Adsorption wird ein Druck im Rohbiogas von 4 bar bis 7 bar und ein Temperaturniveau kleiner 40 °C benötigt (Urban u. a., 2008, S. 51). Diese Bedingungen werden über die Schritte Verdichtung und Kühlung des Rohbiogases erreicht. Vor der Sättigung des Adsorbers wird das Rohbiogas auf einen zweiten Adsorber umgeleitet und der erste Adsorber wird regeneriert. Hierzu wird der Adsorber schrittweise bis auf Umgebungsdruck entspannt. Das entweichende Gas enthält zunächst noch einen hohen Methananteil, so dass es zum Druckaufbau eines frisch regenerierten Adsorbers verwendet wird. Im weiteren Verlauf steigt der Kohlenstoffdioxid- und Wasseranteil an, die Methanverluste im Abgas belaufen sich auf 2 % bis 5 % (Urban u. a., 2008, S. 76). Um den Wasserdampf vollständig von den Zeolithen zu entfernen, wird in einem letzten Schritt der Adsorber auf 100 mbar evakuiert, bevor er dann für einen erneuten Zyklus zur Verfügung steht (FNR, 2006, S. 36).

Die Anlagen werden mit vier bis sechs parallel betriebenen Adsorbern ausgeführt. Die erzielbaren Methangehalte im Produktgas liegen zwischen 96 % bis 98 %. Eine zunehmende Reinheit des Produktgases führt allerdings zu steigenden Methanverlusten im Abgas, die bis zu 3 % betragen können (Urban u. a., 2008, S. 50–53). In Deutschland arbeiten die Biogasaufbereitungsanlagen in Pliening, Straelen, Schwandorf, Werlte und Mühlacker mit dem PSA-Verfahren. Die Aufbereitungsanlagen weisen eine Kapazität von 500 m^3/h bis 2 000 m^3/h Rohbiogas auf (Schulte-Schulze, 2007).

Das aufbereitete und eingespeiste Biomethan kann dann zur Stromerzeugung in Erdgasqualität am Standort einer Wärmesenke genutzt werden. Im Vergleich zur Stromerzeugung aus Rohbiogas und fehlender Wärmenutzung am Standort der Biogasgewinnung, wird so eine effizientere energetische Nutzung des Biomethans erreicht. Der mit

der Biogasaufbereitung verbundene Energieaufwand ist dafür zumindest auszugleichen (z. B. höherer elektrischer BHKW-Wirkungsgrad).

Eine weitere Möglichkeit zur energetischen Nutzung von aufbereitetem Biomethan ist der Einsatz als Kraftstoff in Erdgasfahrzeugen. Wird die Tankstelle direkt am Aufbereitungsstandort betrieben, ist eine Einspeisung in das Erdgasnetz nicht erforderlich. In Deutschland ist seit dem Jahr 2006 eine Biogastankstelle in Jameln im Wendland in Betrieb. Diese genossenschaftlich organisierte Biogastankstelle hat im ersten Jahr etwa 60 000 kg Biomethan als Kraftstoff an rund 100 Erdgasfahrzeuge abgesetzt (Wendländer BioGas, 2007).

In der Schweiz und in Schweden ist die Nutzung von Biogas als Kraftstoff weiter verbreitet. Gegenwärtig sind in der Schweiz 25 Biogastankstellen in Betrieb und weitere vier in Planung (Gasmobil AG, 2008). In Schweden kann an zwölf Tankstellen in sieben Städten Biogas als Kraftstoff getankt werden. Die meisten Biogastankstellen in Schweden sind in der Stadt Linköping. In Linköping fahren sämtliche Linienbusse mit Biogas und auf der Strecke Linköping - Västervik ist ein biogasbetriebener Personenzug im Einsatz (Svensk Biogas, 2008a,b).

2.4. Rechtliche Rahmenbedingungen

2.4.1. Erneuerbare-Energien-Gesetz

Das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) wurde als politisches Instrument zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung der Energieversorgung im Interesse des Klima-, Natur- und Umweltschutzes im März 2000 verabschiedet und ist seit dem 01. April 2000 in Kraft (EEG, 2000). Im Jahr 2004 wurde das EEG erstmals überarbeitet und zum 01. Januar 2009 tritt eine weitere novellierte Fassung in Kraft (EEG, 2006, 2008).

Hauptelement des EEG sind garantierte Mindesteinspeisevergütungen für Strom aus regenerativen Energiequellen. Die Höhe dieser Einspeisevergütungen ist abhängig von der Energiequelle und der eingesetzten Technologie zur Stromgewinnung und wird für das Inbetriebnahmejahr und einen anschließenden Zeitraum von 20 Jahren garantiert (EEG, 2008, §21). Die damit verbundene Planungssicherheit hat in den letzten Jahren in Deutschland zu einem starken Ausbau der Stromerzeugung mit regenerativen Energieträgern geführt.

Die Anzahl der Biogasanlagen ist beispielsweise von 1 000 im Jahr 2000 auf über 3 500 im Jahr 2007 angestiegen (Abbildung 2.4). Die installierte elektrische Leistung erhöhte sich im selben Zeitraum von 250 MW auf über 1 200 MW (Fachverband Biogas e.V., 2005; FNR, 2007). Sowohl das EEG aus dem Jahr 2000 als auch seine Novellierung im Jahr 2004 haben einen maßgeblichen Einfluss auf die Entwicklung und den Ausbau der Biogastechnologie in Deutschland.

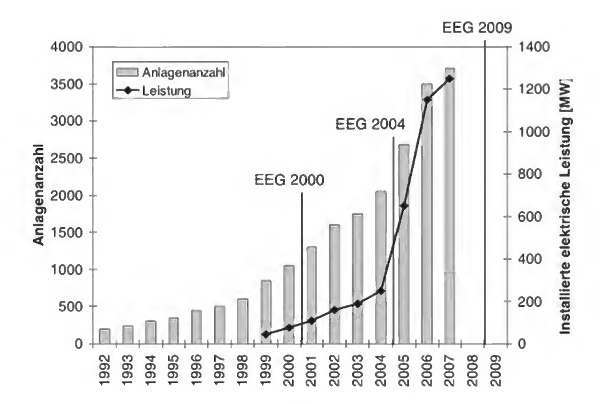


Abb. 2.4.: Entwicklung der Anlagenanzahl und der installierten elektrischen Leistung von Biogasanlagen in Deutschland (verändert nach Fachverband Biogas e.V., 2007)

Mit der Neufassung des EEG zum 01. Januar 2009 soll dieser Trend fortgesetzt, in einigen Punkten aber auch korrigiert werden. Abbildung 2.5 zeigt die Struktur der Einspeisevergütung für Strom aus Biogas und Klärgas, wie sie im novellierten EEG[14] 2009 vorgesehen ist. Die Einspeisevergütung für Strom aus Biomasse setzt sich aus einer leistungsabhängigen Grundvergütung und mehreren Zusatzvergütungen zusammen. Die

[14]Verabschiedung des EEG im Bundestag am 6. Juni 2008, Zustimmung des Bundesrates am 4. Juli 2008.

Höhe der Vergütung wird dabei anteilig nach der installierten elektrischen Leistung und jeweils im Verhältnis zu den im EEG vorgesehenen Schwellenwerten bestimmt (EEG, 2008, §18). Große Anlagen erzielen somit anteilig auch die in den unteren Kapazitätsbereichen festgelegte Vergütungshöhe.

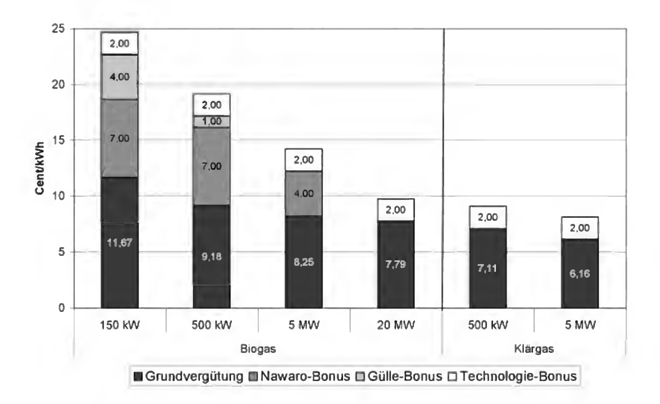


Abb. 2.5.: EEG-Vergütungssätze 2009 für Strom aus Biogas und Klärgas

In der Neufassung des EEG 2009 wird im Vergleich zum EEG von 2004 die Grundvergütung für Strom aus Biogas in der Leistungsklasse bis 150 kW um einen 1 Cent/kWh erhöht. Damit sollen kleine Biogasanlagen, die in landwirtschaftlichen Betrieben als so genannte „Einzelhofanlagen" betrieben werden, stärker gefördert werden. Neu ist ab dem Jahr 2009 auch ein Gülle-Bonus für den Einsatz von mindestens 30 % Gülle in der Substratmischung. In der Leistungsklasse bis 150 kW können ab diesem Gülleanteil zusätzlich 4 Cent/kWh und in der Leistungsklasse bis 500 kW noch zusätzlich 1 Cent/kWh erzielt werden. Der klimaschonende Effekt der anaeroben Behandlung von Gülle ist auf die kontrollierte Nutzung der ansonsten während der offenen Güllelagerung diffus auf-

tretenden Methanemissionen zurückzuführen und soll über den Gülle-Bonus finanziell gefördert werden.

Der Bonus für den Einsatz nachwachsender Rohstoffe (Nawaro-Bonus) wird von 6 Cent/kWh auf 7 Cent/kWh erhöht. Damit sollen insbesondere die gestiegenen Substratkosten für nachwachsende Rohstoffe kompensiert werden. Erstmalig wird mit dem EEG 2009 der Begriff „nachwachsender Rohstoff" über eine Positiv- und eine Negativliste definiert. Neben Gülle und Mist von Nutztieren zählen unter anderem Wiesenaufwuchs, Ackerfutterpflanzen und Pflanzenöle als nachwachsende Rohstoffe. Nicht als nachwachsende Rohstoffe gelten Pflanzen- und Pflanzenbestandteile, die als Ausschuss oder Abfälle anfallen (EEG, 2008, Anlage 2, III., IV.).

Zusätzlich zu nachwachsenden Rohstoffen können mit dem EEG 2009 auch rein pflanzliche Nebenprodukte in landwirtschaftlichen Biogasanlagen verwendet werden. Für diese Substrate wird allerdings kein Nawaro-Bonus gewährt. Die aus rein pflanzlichen Nebenprodukten generierte Strommenge muss daher mit Hilfe spezifischer Methanerträge berechnet und separat ausgewiesen werden (EEG, 2008, Anlage 2, V.). Um abfallwirtschaftliche und landwirtschaftliche Stoffströme getrennt zu halten, ging bisher beim Einsatz von Substraten, die nicht als nachwachsende Rohstoffe deklariert sind, der Nawaro-Bonus für die gesamte restliche Betriebszeit der Anlage verloren. Diese Regelung wurde mit dem Zulassen von rein pflanzlichen Nebenprodukten in landwirtschaftlichen Biogasanlagen entschärft.

Den Technologie-Bonus in Höhe von 2 Cent/kWh erhalten Anlagen, die den Strom mittels eines fortschrittlichen technologischen Verfahrens erzeugen oder das Biogas auf Erdgasqualität aufbereiten. Als fortschrittliche Technologie zählen unter anderem die Brennstoffzelle, der Stirlingmotor und die Mikrogasturbine. In der Neuregelung des EEG wird der Technologiebonus an bestimmte technische Mindeststandards, wie z. B. elektrische Wirkungsgrade oder die Höhe der Methanverluste bei der Gasaufbereitung, gekoppelt (EEG, 2008, Anlage 1). Neu ist auch, dass abfallwirtschaftliche Biogasanlagen, die ausschließlich Bioabfälle behandeln und den Gärrest anschließend kompostieren und einer stofflichen Nutzung zuführen, den Technologie-Bonus erhalten. Mit dieser Regelung wird die Integration einer Vergärungsstufe in Kompostierungsanlagen gefördert.

Wird die bei der Stromerzeugung anfallende Wärme zumindest teilweise genutzt, wird die entsprechende KWK-Strommenge mit einem KWK-Bonus von 3 Cent/kWh

KWK-Strom vergütet. Die KWK-Strommenge entspricht dabei der Strommenge, die zusammen mit der genutzten Wärmemenge generiert wurde. Sie wird über das Produkt aus genutzter Wärmemenge[15] und Stromkennzahl[16] bestimmt. Im Vergleich zum EEG 2004 stellt dies eine Erhöhung um 1 Cent/kWh dar. Mit dem KWK-Bonus sollen die Nutzung der anfallenden Überschusswärme und damit die Erhöhung der Energieeffizienz gefördert werden.

Die degressive Entwicklung der Grundvergütung für neu in Betrieb gegangene Anlagen wird mit der Neuregelung des EEG von jährlich 1,5 % auf jährlich 1 % verringert (EEG, 2006, §8) (EEG, 2008, §20). Die Vergütungsätze werden für einen Zeitraum von 20 Jahren sowie im Inbetriebnahmejahr der Anlage garantiert (EEG, 2008, §21).

2.4.2. Deutsches und europäisches Abfallrecht

Der Betrieb einer Co-Vergärungsanlage als biologische Abfallbehandlungsanlage fällt in Deutschland unter das Abfallrecht und wird von der Bioabfallverordnung (BioAbfV) geregelt. Die darin festgelegten Vorgaben sollen insbesondere die seuchen- und phytohygienische Unbedenklichkeit des Verfahrens gewährleisten (BioAbfV, 2006, §3 (1)). Um mögliche Krankheitserreger (z. B. Salmonellen) zu eliminieren, ist eine Hygienisierung erforderlich. Dies kann im Rahmen einer vorgeschalteten Hygienisierungsstufe erfolgen, wobei die Abfälle eine Stunde lang auf 70 °C erhitzt werden müssen. Eine Hygienisierung kann auch mit einer nachgeschalteten Kompostierung der Gärreste oder einer thermischen Gärrestbehandlung erfolgen. Alternativ dazu können die Bioabfälle auch im thermophilen Temperaturbereich vergoren werden, wobei über einen zusammenhängenden Zeitraum von 24 Stunden ein Temperaturniveau von 55 °C sowie eine hydraulische Verweilzeit[17] von 20 Tagen nicht unterschritten werden darf (BioAbfV, 2006, Anhang 2, 2.1).

Nicht für den menschlichen Verzehr bestimmte tierische Nebenprodukte fallen unter die EU-Hygieneverordnung (EU-HygieneV) und werden darin in Material der Kategorien 1 bis 3 eingeteilt (EU-HygieneV, 2002). Material der Kategorie 1 muss sterilisiert

[15]Die Nutzwärme ist die aus dem KWK-Prozess ausgekoppelte Wärme, die außerhalb der KWK-Anlage als Heiz- oder Prozesswärme verwendet wird.

[16]Die Stromkennzahl ist definiert als das Verhältnis von KWK-Nettostromerzeugung zu KWK-Nutzwärmeerzeugung (KWKG, 2006, §3).

[17]Die hydraulische Verweilzeit entspricht der Aufenthaltszeit der Substrate im Reaktor.

oder verbrannt werden und darf nicht in Biogasanlagen behandelt werden. Es umfasst in erster Linie TSE[18]-verdächtiges Material und anderes spezifiziertes Risikomaterial. Material der Kategorien 2 und 3 ist unter Beachtung weiterer Hygienevorgaben für eine Behandlung in Biogasanlagen geeignet. Zu diesen Materialien zählen unter anderem Gülle, Küchen- und Speiseabfälle sowie Schlachtabfälle.

Bei der Aufbringung von Gärresten aus Biogasanlagen auf landwirtschaftlich genutzte Böden sind Grenzwerte für verschiedene Schadstoffe einzuhalten. Für Gärreste aus Bioabfällen gelten die Grenzwerte der Bioabfallverordnung (BioAbfV, 2006). Für Klärschlämme und Gärreste aus der Co-Vergärung mit Klärschlämmen finden die Grenzwerte der Klärschlammverordnung Anwendung (AbfKlärV, 2006). Die Grenzwerte der deutschen Klärschlammverordnung liegen dabei durchgängig unterhalb der entsprechenden Grenzwerte der europäischen Klärschlammrichtlinie (EU-KlärV, 1986). In Tabelle 2.4 sind die derzeit gültigen Grenzwerte sowie die Vorschläge für die Anpassung dieser Grenzwerte im Rahmen der Novellierung der deutschen Klärschlammverordnung[19] und der europäischen Klärschlammrichtlinie[20] aufgeführt (EU-KlärV, 1986).

Es zeigt sich, dass die Anforderungen an eine landwirtschaftliche Verwertung von Gärrückständen aus der Bioabfall- und Klärschlammvergärung steigen werden. Neben einer Absenkung der einzuhaltenden Schwermetallgrenzwerte sieht die Novelle der Klärschlammverordnung auch eine Erweiterung auf andere Schadstoffe vor. Zukünftig sollen polychlorierte Biphenyle (PCB), Dioxine und Furane (PCDD/PCDF), Benzo(a)pyren (B(a)P) und AOX berücksichtigt werden (Bergs, 2007).

Mit der geplanten Absenkung der Grenzwerte wird die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung erschwert. Da sich die dem Abwasser entzogenen Schadstoffe im Klärschlamm akkumulieren, stellt dieser zunächst eine Schadstoffsenke dar. In Baden-Württemberg wird deshalb seitens der Landesregierung die thermische Klärschlammentsorgung favorisiert (UM BW, 2007).

Andererseits trägt die Kreislaufführung der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe auch zu einer nachhaltigen Abfallbehandlung bei. Aufgrund des Zielkonfliktes zwischen einer hohen Reinigungsleistung der Kläranlage und einer möglichst geringen Schadstoffbelastung des Klärschlamms gewinnt die gezielte, schadstofffreie Rückgewinnung

[18]Transmissible spongioforme Enzephalopathie
[19]Stand: Arbeitsentwurf des BMU vom 19.11.2006
[20]Stand: Arbeitspapier der EU vom 27.04.2000

Tab. 2.4.: Grenzwerte für Schadstoffkonzentrationen in landwirtschaftlich genutzten Gärresten aus Bioabfällen und Klärschlämmen in mg/kg TS

Regelwerk:	Bioabfallverordnung	Klärschlammverordnung		EU Klärschlammrichtlinie	
	derzeitiger	Novelle	derzeitiger	Novelle	derzeitiger
Schadstoff	Grenzwert		Grenzwert		Grenzwert
Blei	150	120	900	750	750–1 200
Cadmium	1,5	2,5	10	10	20–40
Chrom	100	100	900	1 000	–
Kupfer	100	700	800	1 000	1 000–1 750
Nickel	50	60	200	300	300–400
Quecksilber	1	1,6	8	10	16–25
Zink	400	1 500	2 500	2 500	2 500–4 000
AOX		400			
PCB		0,1	0,2		
PCDD/PCDF		30 ng/kg	100 ng/kg		
B(a)P		1			

der Nährstoffe an Bedeutung. Hierzu stehen verschiedene Verfahren, beispielsweise die Phosphorrückgewinnung als separater Phosphatschlamm durch eine zusätzliche Nachfällungsstufe, zur Verfügung. Die Erlöse aus dem Verkauf der Sekundärrohstoffdünger reichen für einen wirtschaftlichen Betrieb dieser Anlagen jedoch nicht aus (Pinnekamp u. a., 2007).

Werden die Gärrückstände als Sekundärrohstoffdünger verwertet, fallen sie auch unter das Düngerecht. Der ordnungsgemäße Einsatz und Umgang mit Düngern ist in der Düngeverordnung und der Düngemittelverordnung geregelt (DüV, 2007; DüMV, 2007). Gärrückstände aus abfallwirtschaftlichen Anlagen unterliegen somit dem Abfall- und dem Düngerecht. Die Rechtsvorschriften auf der Grundlage des Abfallrechts regeln dabei die schadstoffseitigen Verwertungsvoraussetzungen der Gärrückstände. Die nährstoffseitigen Anforderungen, einschließlich der düngemittelrechtlichen Zulassung, werden von Rechtsvorschriften auf Grundlage des Düngemittelrechts geregelt.

Die Anforderungen an die stoffliche Verwertung von Gärrückständen aus abfallwirtschaftlichen Co-Vergärungsanlagen sind insbesondere beim Einsatz von Klärschlamm deutlich höher als die der stofflichen Verwertung von Gärrückständen aus landwirtschaftlichen Co-Vergärungsanlagen.

2.5. Stand der energetischen Biomassenutzung in Deutschland

Der Anteil erneuerbarer Energieträger am Strom-, Wärme- und Kraftstoffverbrauch hat in den Jahren 2000 bis 2007 in Deutschland stetig zugenommen (z. B. Statistisches Bundesamt, 2008). Im Jahr 2007 wurden 14 % des Bruttostromverbrauchs, 6,6 % des Wärmeverbrauchs und 6,9 % des Kraftstoffverbrauchs aus erneuerbaren Energieträgern gedeckt (Abbildung 2.6) (BMU, 2008, S. 3).

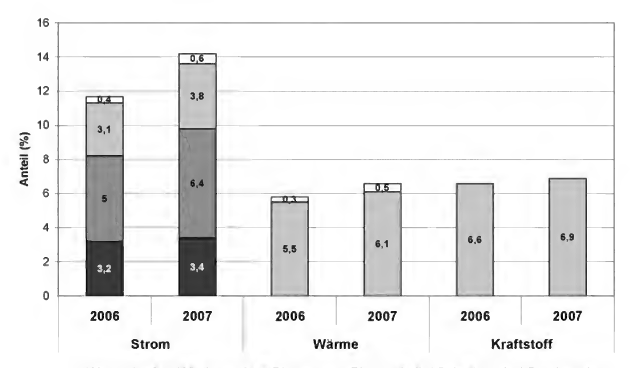


Abb. 2.6.: Anteil der erneuerbaren Energieträger am Endenergieverbrauch in Deutschland in den Jahren 2006 und 2007 (nach BMU, 2008, S. 12)

Für die energetische Nutzung von Biomasse stehen verschiedene Konversionstechnologien und Nutzungspfade zur Verfügung. Biomasse im Sinne der Biomasseverordnung sind Energieträger aus Phyto- und Zoomasse sowie deren Folge- und Nebenprodukte, Rückstände und Abfälle (BiomasseV, 2005, §1). Die Produkte der energetischen Biomassenutzung können je nach Nutzungspfad zur Strom-, Wärme- oder Kraftstoffbereitstellung eingesetzt werden (Abbildung 2.7).

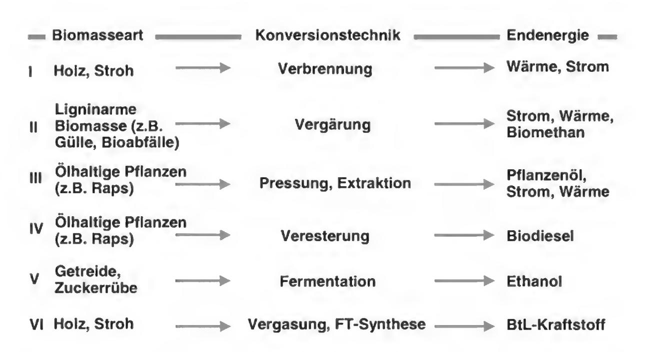


Abb. 2.7.: Mögliche Nutzungspfade zur energetischen Nutzung von Biomasse (eigene Darstellung)

Die Strom- und Wärmeerzeugung aus Biomasse wird in Deutschland gegenwärtig mit Biomasseheizkraftwerken sowie mit biogasbetriebenen Blockheizkraftwerken durchgeführt (Nutzungspfade I, II und III in Abbildung 2.7). Die Bruttostromerzeugung in Deutschland betrug im Jahr 2007, einschließlich der Einspeisung Dritter in das Netz der allgemeinen Versorgung, 636,5 TWh (Statistisches Bundesamt, 2008). Etwa 44 % der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien stammte im Jahr 2007 aus Windenergie, 30 % aus Wasserkraft, 23 % aus Biomasse und 3 % aus Photovoltaik (BMU, 2008, S. 11). Die installierte elektrische Leistung zur Stromerzeugung aus Biomasse summierte sich im Jahr 2006 auf rund 2 300 MW. Diese installierte elektrische Leistung verteilte sich dabei auf 160 Biomasseheizkraftwerke (1 100 MW), 3 300 Biogasanlagen (950 MW) und 1 800 pflanzenölbetriebene Blockheizkraftwerke (240 MW) (FNR, 2007, S. 27–35). Der Flächenbedarf zum Anbau von Silomais zur energetischen Nutzung in Biogasanlagen lag im Jahr 2007 bei rund 400 000 ha (FNR, 2007, S. 12).

Der Endenergieverbrauch an Wärme betrug im Jahr 2005 in Deutschland rund 1500 TWh (BMU, 2007b, S. 11). Der Anteil der Biomasse an der Wärmenutzung aus erneuerbaren Energieträgern belief sich im Jahr 2007 auf rund 93 % (84 TWh). Mit Solarthermie wurden 4 % und mit Geothermie 3 % der Wärme aus erneuerbaren Energieträ-

gern bereitgestellt (BMU, 2008, S. 5). Die Wärmebereitstellung aus Biomasse wurde zu 73 % in Kleinfeuerungsanlagen privater Haushalte erzielt. In gewerblichen und industriellen Feuerungsanlagen wurden weitere 17 % mit dem Einsatz biogener Festbrennstoffe bereitgestellt. Der Einsatz biogener flüssiger und gasförmiger Brennstoffe in Blockheizkraftwerken sowie der biogene Anteil in Siedlungsabfällen trugen jeweils zu 5 % der Wärmebereitstellung bei (BMU, 2008, S. 15). In Deutschland sind etwa 8,9 Millionen Kleinfeuerungen (Kamine und Öfen), 90 000 Pelletheizungen und 70 000 Holzheizungen installiert. Sie setzten im Jahr 2005 rund $20 \cdot 10^6$ Festmeter Brennholz ein (FNR, 2007, S. 21-25).

Im Kraftstoffbereich stellt die Kraftstoffherstellung aus Biomasse die bislang einzige Alternative zu fossilen Kraftstoffen auf Erdölbasis dar (Nutzungspfade III, IV, V und VI in Abbildung 2.7). Im Jahr 2006 wurden in Deutschland $54 \cdot 10^6$ t Kraftstoffe mit einem Energiegehalt von rund 645 TWh verbraucht. Der Anteil der Biokraftstoffe betrug daran knapp 7 % (44,4 TWh) (BMU, 2008, S. 6).

Hauptvertreter der Biokraftstoffe in Deutschland ist Biodiesel vor Pflanzenölen und Bioethanol (FNR, 2007, S. 36). Die Produktionskapazitäten zur Veresterung von Rapsöl zu Biodiesel liegen in Deutschland mittlerweile bei $5 \cdot 10^6$ t/a. Von den $2{,}5 \cdot 10^6$ t Biodiesel, die im Jahr 2006 abgesetzt wurden, sind $1 \cdot 10^6$ t von der Mineralölindustrie zur Beimischung abgenommen worden. An Eigenverbrauchstankstellen wurde ebenfalls $1 \cdot 10^6$ t/a Biodiesel an Nutzfahrzeuge abgegeben. Die restlichen 500 000 t sind über das öffentliche Tankstellennetz vertrieben worden (FNR, 2007, S. 39). Der Flächenbedarf zum Rapsanbau für die Biodieselproduktion betrug im Jahr 2006 in Deutschland rund $1{,}3 \cdot 10^6$ ha (Statistisches Bundesamt, 2006a, S. 23).

Der Absatz an Bioethanol belief sich in Deutschland im Jahr 2005 auf knapp 500 000 t (FNR, 2007, S. 40). Der Flächenbedarf für den Anbau zucker- und stärkehaltiger Pflanzen für die Bioethanolproduktion summierte sich auf rund 250 000 ha (FNR, 2007, S. 12).

Die Herstellung von Biokraftstoffen der zweiten Generation (Biomass to Liquid - BtL) über die Vergasung von Holz und Stroh und eine anschließende Fischer-Tropsch Synthese (FT-Synthese) befindet sich im Übergang vom Forschungsstadium zur technischen Anwendung. Erste Pilotanlagen sind am Forschungszentrum Karlsruhe (Bioliq-Verfahren) sowie in Freiberg in Sachsen in Betrieb (Leible u. a., 2007, S. 73) (Choren Industries GmbH, 2007). Eine erste großtechnische Anlage mit einer Jahreskapazität

von $1 \cdot 10^6$ t holzartiger Biomasse ist in Schwedt/Brandenburg in Planung (Choren Industries GmbH, 2008).

Insgesamt nimmt der Einsatz von Biomasse zur energetischen Nutzung in Deutschland zu. Die Vergärung von Biomasse zur Gewinnung von Strom aus Biogas hat im Bereich der Stromerzeugung aus Biomasse mittlerweile einen Anteil von 35 % erreicht. Der Anteil von Biogas an der Wärmeerzeugung aus Biomasse beträgt rund 5 % (BMU, 2008, S. 11). Der Einsatz von aufbereitetem Biogas als Kraftstoff in Erdgasfahrzeugen spielt in Deutschland noch eine untergeordnete Rolle (vgl. Abschnitt 2.3.3).

3. Stoff- und Energiestrommodellierung von Co-Vergärungsanlagen

Ziel der Stoff- und Energiestrommodellierung von Prozessketten oder Lebenswegen von Produkten ist es unter anderem, die beteiligten Stoff- und Energieströme zu erfassen und zu quantifizieren. Die ermittelten Stoff- und Energieströme werden dabei in Form einer Stoff- und Energiebilanz (Sachbilanz) dargestellt. Diese Sachbilanz bildet die Grundlage für eine sich daran anschließende techno-ökonomische und ökologische Bewertung.

In Abschnitt 3.1 werden zunächst verschiedene Methoden zur Stoff- und Energiestrommodellierung vorgestellt. Die zur Stoff- und Energiestrommodellierung von Co-Vergärungsanlagen verwendete Methodik und eingesetzte Software wird in Abschnitt 3.2 beschrieben. In diesem Abschnitt werden auch die Systemgrenzen der Prozesskette, die berücksichtigten Anlagentypen sowie die angenommenen Substrateigenschaften definiert. Die abgebildeten Anlagentypen stellen dabei typische Co-Vergärungsanlagen aus der Landwirtschaft und der Abfallwirtschaft dar.

Die Abschnitte 3.3 bis 3.6 zeigen detailliert die Stoff- und Energiestrommodellierung und die Sachbilanzergebnisse der berücksichtigten Anlagentypen. Abschnitt 3.7 fasst die Ergebnisse der Stoff- und Energiestrommodellierung zusammen.

3.1. Methoden zur Stoff- und Energiestrommodellierung

Für eine differenzierte Bilanzierung der Stoff- und Energieströme verfahrenstechnischer Prozesse stehen sowohl Flowsheetingsysteme als auch Programme zur Stoffstromanalyse zur Verfügung. Die Prozessmodule und ihre Wechselbeziehungen werden dabei als Systemfließbild dargestellt. Im Idealfall setzen sich die Input- und Outputflüsse an den Systemgrenzen aus Elementar- und Produktflüssen zusammen.

Mit Flowsheetingsystemen, wie beispielsweise Aspen Plus®[1], können verfahrenstechnische Prozesse unter der Berücksichtigung von Thermodynamik, Stöchiometrie und Kinetik der beteiligten Reaktionen simuliert und die damit gekoppelten Stoff- und Energiebilanzen berechnet werden (vgl. Hähre, 2000). Damit lassen sich auch die in der Prozessindustrie häufig auftretenden nichtlinearen Transformationszusammenhänge berücksichtigen. Flowsheetingsysteme wurden beispielsweise von Penkuhn (1996) für die Prozesssimulation der Ammoniaksynthese, von Hähre (2000) für die Simulation von Recyclingprozessen in der Stahl- und Zinkindustrie und von Kerdoncuff (2008) für die Simulation der BtL-Herstellung[2] mittels Fischer-Tropsch-Synthese eingesetzt. Der Einsatz von Flowsheetingsystemen ist im Allgemeinen auf die Planung, Entwicklung und Steuerung von komplexen Verfahrensprozessen ausgerichtet und zielt auf eine möglichst genaue Abbildung der chemischen Prozessreaktionen ab. Für die Erstellung von Stoff- und Energiebilanzen ist eine detaillierte Modellierung in dieser Form oft nicht erforderlich. Auch ist Aspen Plus nicht auf die Abbildung nichtverfahrenstechnischer Elemente einer Prozesskette, wie beispielsweise den Gütertransport oder den Biomasseanbau, ausgerichtet.

Bei Programmen zur Stoffstromanalyse, wie z. B. Umberto®[3] oder GaBi®[4], ist die Stoff- und Energiestrommodellierung direkter Anwendungszweck. Die verfahrenstechnische Prozesskette wird dazu als Stoff- und Energiestromnetz abgebildet. Die Prozessmodule des Stoff- und Energiestromnetzes werden durch Knoten repräsentiert und sind über Kanten miteinander verbunden. Das Fließen von Stoff- und Energieströmen findet entlang dieser Kanten statt. Jedes Prozessmodul wird mit Hilfe von Transformationsvorschriften spezifiziert, so dass ausgehend von einer Startbedingung sämtliche Stoff- und Energieströme berechnet werden können (Möller, 2000, S. 72–79).

Diese Form der Modellierung wird häufig für die Erstellung von Ökobilanzen sowie für Arbeiten im Bereich des Stoffstrommanagements eingesetzt. Die Stoff- und Energiestrommodellierung von Verfahren der thermischen Abfallbehandlung, der Klärschlammentsorgung oder der Bioabfallbehandlung bildet jeweils die Grundlage der anschließenden Ökobilanzierung (Fehrenbach u. a., 2007; Fehrenbach, 2006; Vogt u. a.,

[1] Advanced System for Process Engeniering (Aspen), Aspen Technology Inc., Burlington, Massachusetts, USA

[2] Biomass to Liquid, Biokraftstoffe der 2. Generation

[3] Institut für Umweltinformatik Hamburg GmbH

[4] Ganzheitliche Bilanzierung, PE International, Leinfelden-Echterdingen

2002). Auch bei der energetischen Nutzung von Biomasse, beispielsweise von Jatropha Biodiesel, BtL-Kraftstoffen oder Biogas ist die Stoff- und Energiebilanzierung der beteiligten Prozessketten Voraussetzung für eine anschließende Bewertung (Reinhard u. a., 2007; Quirin u. a., 2004; Reinhard u. a., 2006; Kerdoncuff, 2008; Gärtner u. a., 2008).

Für die Modellierung der Prozesskette zur Co-Vergärung ist es erforderlich, die einzelnen Prozessmodule mit Hilfe spezifischer Kennzahlen, beispielsweise von Stoff- und Energieverbrauchsfaktoren oder Emissionsfaktoren, abbilden zu können. Die im Rahmen der Vergärung ablaufenden mikrobiologischen Prozesse sind teilweise auch mit Hilfe von stöchiometrischen Reaktionsgleichungen zu beschreiben. Diese Anforderungen werden von der Software Umberto über die Möglichkeit zur Einbindung von Stoffeigenschaften und Parametern in die Spezifikation der Prozessmodule mit Hilfe individuell programmierbarer Skripte erfüllt (Möller, 2000, S. 95–104). Des Weiteren stehen in Umberto flexible Werkzeuge zur ökologischen Bewertung der Stoff- und Energiebilanzen zur Verfügung. Aus diesen Gründen wird die Stoff- und Energiestrommodellierung der Prozesskette zur Co-Vergärung mit Umberto® durchgeführt.

3.2. Stoff- und Energiestrommodellierung von Co-Vergärungsanlagen

3.2.1. Modellierungssoftware Umberto®

Umberto® ist ein Programm zur kombinierten Fluss- und Bestandsrechnung in Stoffstromnetzen und basiert auf der Theorie der Petri-Netze. Mit diesem speziellen Netztyp besteht die Möglichkeit, sowohl nebenläufige Prozesse als auch Rückführungsschleifen in das Stoffstromnetz zu integrieren (Möller, 2000, S. 75). Das Stoffstromnetz setzt sich formal aus den Elementen Transition, Stelle und Kante zusammen. Die Umwandlung von Stoffen findet in den Transitionen statt. Die einzelnen Prozessmodule werden daher in Form einer Transition abgebildet und mit den spezifischen Transformationsvorschriften ausgestattet. Die benötigten Stoff- und Energieströme werden von vor der Transition liegenden Stellen bereitgestellt und die Produkte der Stoffumwandlung an nachfolgende Stellen abgegeben. Eine Transition wird ausgeführt, sobald alle erforderlichen Stoff- und Energieströme verfügbar sind (vgl. Möller u. Rolff, 1995; Schmidt, 1995).

Im Gegensatz zu den Transitionen findet in den Stellen keine Stoffumwandlung statt. Stellen repräsentieren einerseits die Übergabeorte von Stoff- und Energieströmen mit der außerhalb der Systemgrenzen liegenden Umgebung (Input- und Outputstellen), an-

dererseits können sie auch zur Abbildung von Lagern und Beständen innerhalb des Stoffstromnetzes verwendet werden. Stellen und Transitionen sind über Kanten miteinander verbunden und bauen so das Stoffstromnetz auf. Die Systematik der Petri-Netze schreibt vor, dass Stellen nur über eine Transition und Transitionen nur über eine Stelle verbunden werden können. Aus diesem Grund gibt es Verbindungsstellen, die lediglich zwischen zwei Transitionen geschaltet sind und nicht die Funktion eines Lagers besitzen (Möller, 2000). Die in Umberto verwendeten Symbole für Transitionen, Stellen und Kanten sind in Abbildung 3.1 dargestellt.

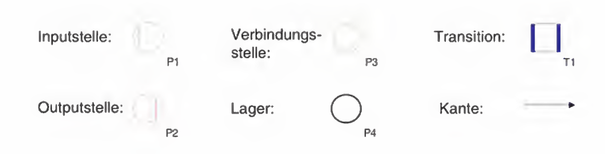


Abb. 3.1.: Symbole für Transitionen, Stellen und Kanten in Umberto®

3.2.2. Typische Anlagen zur Co-Vergärung

Typische landwirtschaftliche Co-Vergärungsanlagen werden als Nassvergärungsverfahren betrieben und setzen hauptsächlich Gülle und Maissilage als Eingangssubstrate ein. Weitere Eingangsstoffe sind beispielsweise Grassilage, Ernterückstände und Festmist. Die Trockenfermentation von nachwachsenden Rohstoffen ist prinzipiell möglich, Gülle scheidet dann aber als weiteres Eingangssubstrat aus. Der Gärrest wird überwiegend stofflich als organischer Dünger genutzt. Die Nutzung des Biogases erfolgt in der Regel vor Ort in einem BHKW (Gas-Ottomotor oder Zündstrahlmotor). Ein Problem dieser Anlagen ist dabei häufig die unzureichende Wärmenutzung (vgl. Oechsner u. Knebelspieß, 1999; FNR, 2005).

Kommunale Bioabfälle und Speisereste werden sowohl in Monovergärungsanlagen als auch in Co-Vergärungsanlagen behandelt. Als Kosubstrate werden unter anderem

Gülle und Klärschlamm eingesetzt. Für die Behandlung in Nassvergärungsverfahren müssen die Bioabfälle aufbereitet und in eine flüssige Suspension überführt werden. Die Trockenfermentation von Bioabfällen findet in Deutschland nur vereinzelt statt (z. B. AWM, 2007).

Landwirtschaftliche Co-Vergärungsanlagen, die auch Abfälle behandeln, nehmen meist nur ausgewählte Abfälle mit einem geringen Aufbereitungsaufwand an (z. B. Altbrot). Vergärungsanlagen zur Behandlung von Bioabfällen aus der Getrenntsammlung werden in der Regel von Kommunen oder privaten Entsorgungsfirmen betrieben. Diese Anlagen sind häufig an weitere Standortbedingungen, beispielsweise die Integration in ein Kompostwerk oder die gemeinsame Nutzung von Biogas und Deponiegas, angepasst (z. B. Mehler, 2007).

Gärrest aus der Monovergärung von Bioabfällen wird meist entwässert und nach einer anschließenden Kompostierung stofflich im Landschafts- oder Gartenbau genutzt (Statistisches Bundesamt, 2007b, S. 135). Bei der Co-Vergärung mit Klärschlamm kommt auch eine Mitverbrennung der Gärreste in Betracht (thermische Nutzung).

3.2.3. Systemgrenzen der Prozessketten zur Co-Vergärung

Die Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen wird für vier Anlagentypen und Substratkombinationen abgebildet. Als Vertreter der landwirtschaftlichen Substratarten werden Maissilage und Rindergülle berücksichtigt. Bioabfälle aus der kommunalen Getrenntsammlung (Biotonne) und Klärschlamm aus der kommunalen Abwasserreinigung werden als Vertreter organischer und kommunaler Abfallstoffe ausgewählt.

Die landwirtschaftlichen Anlagentypen setzen ausschließlich Maissilage und Rindergülle ein. Während Anlagentyp 1 auf Güllebasis arbeitet, wird in Anlagentyp 2 überwiegend Maissilage vergoren (Abbildung 3.2). Die Gärreste der landwirtschaftlichen Anlagentypen werden stofflich als organischer Dünger genutzt. Der erste abfallwirtschaftliche Anlagentyp (Anlagentyp 3) behandelt Bioabfälle zusammen mit Rindergülle und verwertet die Gärreste ebenfalls stofflich. Der zweite abfallwirtschaftliche Anlagentyp (Anlagentyp 4) wird am Standort einer Kläranlage betrieben und führt die Bioabfallbehandlung zusammen mit der Klärschlammfaulung durch. Die Gärreste werden aufgrund des Klärschlammeinsatzes in einer Großfeuerungsanlage mitverbrannt. Das durch die

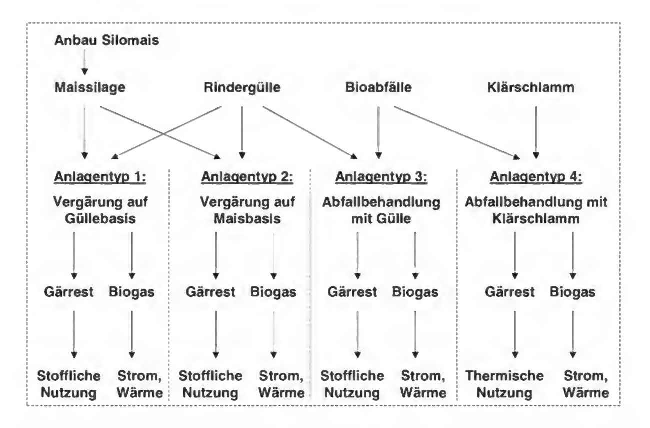


Abb. 3.2.: Systemgrenzen der betrachteten Prozessketten zur Co-Vergärung (eigene Darstellung)

Vergärung gewonnene Biogas wird bei allen Anlagentypen zur energetischen Nutzung in Strom und Wärme umgewandelt.

Die Prozessketten zur Co-Vergärung beginnen mit der Bereitstellung der Substrate und enden mit der stofflichen oder thermischen Nutzung der Gärreste und der energetischen Nutzung des Biogases. Die Vorkette zum Anbau nachwachsender Rohstoffe für die Vergärung wird in der Bilanzierung abgebildet und befindet sich somit innerhalb der Systemgrenzen. Im Gegensatz dazu wird der Einsatz von organischen Abfällen erst mit Beginn des Transports zur Co-Vergärungsanlage bilanziert. Sämtliche Stoff- und Energieverbräuche und Emissionen, die entlang des Lebensweges der Produkte bis zur Abfallbehandlung anfallen, werden der Nutzung dieser Produkte zugerechnet (z. B. dem Verzehr von Lebensmitteln). Die Vorkette von Bioabfällen und Klärschlamm liegt aus diesem Grund außerhalb der Systemgrenzen. Weitere Elemente der Prozessketten zur Co-Vergärung sind die Aufbereitung und Vergärung der Substrate, die energetische Nutzung des gewonnenen Biogases zur Erzeugung von Strom und Wärme sowie der Transport der Gärreste zur energetischen oder stofflichen Nutzung. Strom stellt das Endprodukt der Co-Vergärung dar, Wärme und Gärrest werden als Kuppelprodukte betrachtet.

Mögliche Formen der Wärmenutzung stellen die Beheizung von Wohn- und Wirtschaftsgebäuden, die Warmwasserbereitstellung oder die Bereitstellung von Prozesswärme, beispielsweise für Trocknungszwecke, dar. Insbesondere in den Sommermonaten kann nicht von einer vollständigen Nutzung der Überschusswärme ausgegangen werden. Im Jahresdurchschnitt wird daher ein Nutzungsgrad der anfallenden Überschusswärme von 25 % unterstellt. Die anfallenden Gärreste werden vollständig stofflich oder thermisch genutzt.

3.2.4. Angenommene Substrateigenschaften

Für die Stoff- und Energiestrommodellierung der einzelnen Substratkombinationen und Anlagentypen zur Co-Vergärung ist die Erfassung bestimmter Substrateigenschaften erforderlich. Ein zentraler Substratkennwert stellt der spezifische Biogas- und Methanertrag dar. Dieser wird in Laborversuchen bestimmt und meistens bezogen auf die organische Trockensubstanz angegeben. Die organische Trockensubstanz stellt die Stoff- und Energiequelle der vergärenden Mikroorganismen dar und ist Teil der gesamten Trockensubstanz. Die Substrate setzen sich weiter aus anorganischer Trockensubstanz und Wasser zusammen. Zur Bestimmung der Nährstofffracht im Gärrest sind die Gehalte an Stickstoff, Phosphor und Kalium in den Substraten erforderlich.

Im Rahmen einer Literaturrecherche wurden zahlreiche Stoffparameter ermittelt und charakteristische Durchschnittswerte abgeleitet (KTBL, 2005, S. 15–16) (FNR, 2004, S. 86–95) (Kaltschmitt u. a., 2005, S. 131) (BMU, 2007c). Die angenommenen, substratspezifischen Biogas- und Methanerträge bilden die zu erwartenden Biogas- und Methanerträge bei störungsfreiem Anlagenbetrieb ab (Tabelle 3.1).

Das Substrat Rindergülle kann auch ohne anaerobe Behandlung in einer Vergärungsanlage als organischer Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Die stoffliche Verwertung von Gärresten aus Gülle wird daher aus der Betrachtung der Prozesskette zur Co-Vergärung ausgeschlossen und der Vorkette der Viehhaltung zugerechnet. Der Nährstoffgehalt von Rindergülle wird aus diesem Grund auf Null gesetzt.

3.3. Landwirtschaftlicher Anlagentyp auf Güllebasis (Anlagentyp 1)

Die Substratmischung des landwirtschaftlichen Anlagentyps auf Güllebasis setzt sich zu 80 % aus Rindergülle und zu 20 % aus Maissilage zusammen. Die installierte elektri-

Tab. 3.1.: Angenommene Eigenschaften und Kennwerte der berücksichtigten Substrate zur Co-Vergärung

Parameter	Einheit	Bioabfälle	Klärschlamm	Maissilage	Rindergülle
TS-Gehalt	%	40	4	32	8
oTS-Gehalt	% TS	60	65	96	80
Biogasertrag	L/kg oTS	625	450	600	320
Methangehalt	%	60	60	52	55
N-Gehalt	% TS	1,5	2,5	1,35	0
P_2O_5-Gehalt	% TS	0,5	4,3	0,6	0
K_2O-Gehalt	% TS	1,0	0,25	1,6	0
Störstoffgehalt	%	5	0	0	0

Legende: TS = Trockensubstanz, oTS = organische Trockensubstanz

sche Leistung des Blockheizkraftwerkes beträgt 150 kW. In Anlagentyp 1 werden jährlich rund 2 000 t Maissilage und 8 000 t Rindergülle vergoren. Bei einen angenommenen jährlichen Silomaisertrag von 45 t/ha und einem Gülleanfall bei Milchkühen von 20 t/a entspricht dies einem Flächenbedarf von rund 45 ha Ackerfläche und einem Viehbestand von 400 Milchkühen (Statistisches Bundesamt, 2006a, S. 24) (DüV, 2007, Anhang 5).

In Deutschland sind rund 390 000 landwirtschaftliche Betriebe im Bereich des Ackerbaus tätig. Etwa 20 % dieser Betriebe wiesen im Jahr 2005 eine Fläche von mindestens 50 ha auf und bewirtschafteten mehr als 70 % der gesamten ackerbaulichen Fläche (Statistisches Bundesamt, 2006a, S. 12).

Im Jahr 2005 haben rund 180 000 Betriebe Rinder gehalten. Etwa 20 % dieser Betriebe weisen einen Viehbestand von mehr als 100 Rindern auf. Die Hälfte der Betriebe hat einen Rinderbestand zwischen 20 und 100 Tieren, rund 30 % der Betriebe haben weniger als 20 Rinder (Statistisches Bundesamt, 2006a, S. 29).

Vor diesem Hintergrund wird Anlagentyp 1 als landwirtschaftliche Gemeinschaftsanlage bei einem größeren Milchviehbetrieb ausgelegt. Es wird unterstellt, dass 50 % der Gülle von 200 hofeigenen Milchkühen stammt und die restlichen 50 % der Gülle von kleineren landwirtschaftlichen Betrieben in der näheren Umgebung angeliefert werden. Die erforderliche Ackerfläche zum Anbau von Maissilage wird von den beteiligten Landwirten bereitgestellt.

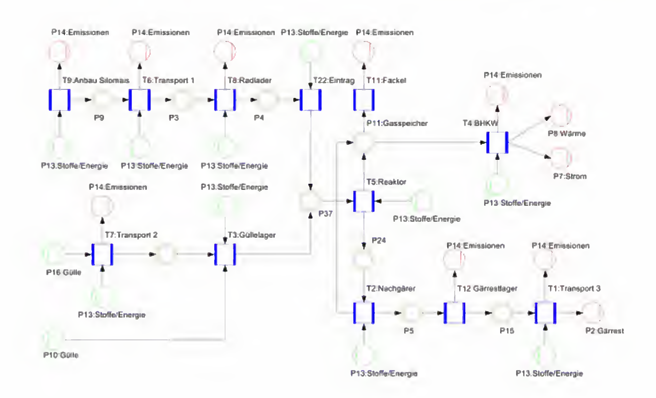


Abb. 3.3.: Stoff- und Energiestromnetz des landwirtschaftlichen Anlagentyps auf Güllebasis (Anlagentyp I)

3.3.1. Stoff- und Energiestromnetz

Das Stoffstromnetz von Anlagentyp I ist in Abbildung 3.3 dargestellt. Der Stoffstrom von Maissilage beginnt mit dem Anbau von Silomais, der Silierung zu Maissilage und dem Transport zur Co-Vergärungsanlage. Dort wird die Maissilage in einem Fahrsilo ganzjährig gelagert und mit einem Radlader über eine Eintragsschnecke zur Feststoffdosierung in den Reaktor eingebracht. Die hofeigene Gülle gelangt über eine Rohrleitung vom Stall in ein Güllelager und wird von dort in den Reaktor gepumpt. Der externe Gülleanteil wird mit Schleppern und Tankanhängern angeliefert und dann über das Güllelager in den Reaktor eingebracht. Der flüssige Gärrest wird nach der Vergärung aus dem Reaktor ausgetragen, in ein abgedecktes Gärrestlager gepumpt und abschließend zur stofflichen Nutzung als organischer Dünger auf die Felder ausgebracht. Das erzeugte Biogas wird zur Zwischenspeicherung in einen Gasspeicher geleitet und abschließend in einem BHKW zur Erzeugung von Strom und Wärme genutzt. Eine Hygienisierung der Gülle ist nicht erforderlich (BioAbfV, 2006, Anhang 2 2.1).

Nachfolgend werden die einzelnen Module des Stoff- und Energiestromnetzes von Anlagentyps 1 detailliert beschrieben.

Anbau von Silomais

In der Transition zum Anbau von Silomais werden die mit dem Anbau einhergehenden Emissionen und Energieverbräuche abgebildet. Für die Feldarbeit, einschließlich Pflügen, Eggen, Grubbern, Düngen und Ernten wird ein Dieselkraftstoffbedarf in Höhe von 100 L/ha Silomaisanbau unterstellt (KTBL, 2002, S. 140). Mit einem angenommenen Hektarertrag in Höhe von 45 t Maissilage im Jahr ergibt sich ein spezifischer Dieselkraftstoffbedarf in Höhe von 2,2 L/t Maissilage (Statistisches Bundesamt, 2006a, S. 24). Die mit dem Dieselverbrauch zur Feldarbeit einhergehenden direkten Emissionen werden mit den Emissionsfaktoren des landwirtschaftlichen Verkehrs aus der Datenbank Zentrales System Emissionen[5] (ZSE) des Umweltbundesamtes bestimmt (ZSE, 2008b). Für die Vorkette zur Dieselbereitstellung werden Emissionsfaktoren der Probas[6]-Datenbank des Umweltbundesamtes herangezogen (Probas, 2008n). Die Probas-Datenbank enthält neben GEMIS[7]-Stammdaten des Öko-Instituts (Institut für angewandte Ökologie e.V.) auch Ergebnisse aktueller Forschungsberichte auf dem Gebiet des Stoffstrommanagements. Die verwendeten Emissions- und Energieverbrauchsfaktoren sind im Anhang in Tabelle A.1 aufgeführt.

Eine weitere Emissionsquelle des Silomaisanbaus sind die mit der Stickstoffdüngung und Stickstoffumsetzung im Boden verbundenen Lachgasemissionen. Denitrifizierende Mikroorganismen im Boden reduzieren im Porenwasser gelöstes Nitrat (NO_3^-) zu Nitrit (NO_2^-) und weiter zu Stickstoffmonoxid (NO), Lachgas (N_2O) und elementarem Stickstoff (N_2). Die Aktivität der Mikroorganismen hängt dabei von dem Wassergehalt und dem Sauerstoffmangel im Boden, der Temperatur, dem pH-Wert und dem organischen Kohlenstoffgehalt ab (Schachtschabel u. a., 1998, S. 274–278).

In der aktuellen Richtlinie des IPCC[8] zur Erstellung von Treibhausgasemissionsinventaren in der Landwirtschaft wird der Stickstoffanteil, der in Form von Lachgas aus gedüngten Böden emittiert wird, mit 0,3 % bis 3 % der aufgebrachten Stickstoffmenge

[5]Das ZSE bildet die Grundlage zur Erstellung von nationalen Emissionsinventaren in Deutschland.
[6]Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente
[7]Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme
[8]Intergovernmental Panel on Climate Change

abgeschätzt (IPCC, 2006, S. 11.11). Für die Abbildung der Lachgasemissionen wird der Standardemissionsfaktor des IPCC in Höhe von 19,6 g N_2O/kg N-Düngung verwendet (IPCC, 2001, S. 4.60). Indirekte Lachgasemissionen, die beispielsweise über die atmosphärische Deposition von NO_x und NH_4 oder die Umwandlung von NH_3 zu N_2O in der Atmosphäre entstehen, werden nicht berücksichtigt.

Neben Lachgas wird durch die Stickstoffdüngung auch Ammoniak freigesetzt. Das EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook weist Emissionsfaktoren für Ammoniak in Abhängigkeit von unterschiedlichen Stickstoffdüngerarten und Klimazonen aus. In dieser Arbeit werden die Ammoniakemissionen aus der Stickstoffdüngung mit dem durchschnittlicher Emissionsfaktor für Ackerland in den gemäßigten Breiten in Höhe von 12,1 g NH_3/kg N-Düngung bestimmt (EEA, 2007, S. B1010-17ff).

Um die aus der Stickstoffdüngung resultierenden Emissionen bestimmen zu können, wird ein Gesamtnährstoffbedarf an Stickstoff von 160 kg/ha Maisanbaufläche bei einem jährlichen Silomaisertrag von 45 t/ha unterstellt (KTBL, 2002, S. 13). Da der Stickstoffbedarf der Maispflanzen teilweise auch über den Stickstoffvorrat im Boden und die atmosphärische Deposition gedeckt wird, wird vereinfachend von einer Stickstoffdüngung in Höhe von 3 kg/t Silomais ausgegangen. Je nach Standort und Bodentyp ist von einer pflanzennutzbaren Stickstofflieferung des Bodens in Höhe von 20 t/ha bis 30 t/ha auszugehen (LAP, 2002, S. 2).

Neben Stickstoff wird auch die Düngung mit den Pflanzennährstoffen Phosphor und Kalium bilanziert. Der Nährstoffbedarf an Phosphor und Kalium beträgt für einen Silomaisertrag von jährlich 45 t/ha durchschnittlich 150 kg P_2O_5/a und 230 kg K_2O/a (KTBL, 2002, S. 13). Daraus lässt sich für den Anbau von Silomais ein spezifischer Nährstoffbedarf an Phosphor in Höhe von 3 kg P_2O_5/t und an Kalium in Höhe von 4,6 kg K_2O/t ableiten.

Die mit der Herstellung der Stickstoff-, Phosphor- und Kaliummineraldünger verbundenen Emissionen und Energieverbräuche werden als Vorkette bilanziert und ebenfalls dem Anbau von Silomais zugerechnet. Die entsprechenden Faktoren sind der Probas-Datenbank entnommen und im Anhang in Tabelle A.3 aufgeführt (Probas, 2008c,d,b).

Transport und Radlader

Der Transport von Gülle, Gärrest und Maissilage erfolgt durch landwirtschaftliche Züge, bestehend aus einem Traktor und zwei Kippanhängern oder einem Tankanhänger. Die Kippanhänger weisen jeweils eine maximale Nutzlast von 8 Tonnen und der Tankanhänger von 15 Tonnen auf. Die Hinfahrt wird bei voller Beladung, die Rückfahrt im Leerzustand durchgeführt. Als Dieselverbrauch werden 0,06 L/tkm angenommen (Probas, 2008o).

Als durchschnittliche Transportentfernung werden für Gülle, Gärrest und Maissilage jeweils 5 km angenommen. Der straßengebundene Transport von Gülle betrifft nur den Gülleanteil, der von externen Landwirten angeliefert wird.

Die angelieferte Maissilage wird abgekippt und in einem Fahrsilo gelagert. Die Umsetzung der Maissilage erfolgt per Radlader. Es wird ein Dieselverbrauch von 10 L/h bei einer Umsetzleistung von 20 t/h unterstellt (Arlt, 2003, S. 160). Die Emissionen des Transports und des Radladers werden mit Hilfe der Emissionsfaktoren des landwirtschaftlichen Verkehrs und der Vorkette zur Dieselbereitstellung berechnet (Tabelle A.1) (ZSE, 2008b; Probas, 2008n).

Eintragsschnecke, Pumpen, Reaktor

Zur Feststoffdosierung der Maissilage wird diese zunächst per Radlader in den Vorlagebehälter der Eintragsschnecke gekippt und dann in den Reaktor eingebracht. Der Eigenstromverbrauch der Eintragsschnecke wird auf 1 kWh/t geschätzt.

Der Eintrag der Gülle in den Reaktor sowie der Austrag des flüssigen Gärrestes aus dem Reaktor in das Gärrestlager erfolgt über Drehkolbenpumpen[9] mit einer angenommenen elektrischen Leistung von 5 kW und einem Durchsatz von 25 m^3/h. Daraus ergibt sich ein spezifischer Stromverbrauch der Flüssigdosierung und des Gärrestaustrages von jeweils 0,2 kWh/m^3.

Der Reaktor wird im mesophilen Temperaturbereich bei 38 °C betrieben. Bei einer angenommenen Ausgangstemperatur der Substrate von 12 °C werden diese im Reaktor um 26 °C erwärmt. Der hierzu benötigte Wärmebedarf wird näherungsweise über die spezifische Wärmekapazität[10] von Wasser zuzüglich Wärmeverlusten in Höhe von 20 %

[9]Die technischen Angaben wurden während einer Anlagenbeprobung aufgenommen.

[10]spezifische Wärmekapazität von Wasser: 4,18 kJ kg^{-1} K^{-1}

berechnet. Für Anlagentyp 1 ergibt sich ein spezifischer Wärmebedarf von 36,4 kWh/t Substratzufuhr.

Wichtige Kenngrößen für die Betriebsweise des Reaktors sind die hydraulische Verweilzeit der Substrate im Reaktor und die organische Raumbelastung. Die organische Raumbelastung ist ein Maß für die dem Reaktor zugeführte organische Fracht je Zeiteinheit und Reaktorvolumen und wird in der Einheit kg oTS/(m^3 d) angegeben (FNR, 2004, S. 28–29). Um einen stabilen Verlauf der mikrobiologischen Prozesse im Reaktor zu gewährleisten, sollte in landwirtschaftlichen Biogasanlagen eine hydraulische Verweilzeit von 30 bis 40 Tagen nicht unterschritten werden (Oechsner u. Helffrich, 2005, S. 97). Landwirtschaftliche Biogasanlagen mit einem hohen Gülleanteil weisen meist hydraulische Verweilzeiten von 30 bis 50 Tagen auf (FNR, 2005, S. 74). Für Anlagentyp 1 wird daher eine hydraulische Verweilzeit von 40 Tagen unterstellt. Das erforderliche Reaktorvolumen beläuft sich damit, einschließlich eines Sicherheitszuschlages von 10 %, auf rund 1 200 m^3. Die organische Raumbelastung beträgt dann 2,6 kg oTS/(m^3 d) und liegt im durchschnittlichen Bereich landwirtschaftlicher Biogasanlagen (FNR, 2005, S. 73).

Das Biogas wird im Reaktor durch das Einblasen von Luft biologisch entschwefelt (vgl. Abschnitt 2.3.3). Der Stromverbrauch des Gebläses wird näherungsweise mit 0,5 % der erzeugten Strommenge angenommen.

Zur Durchmischung des Reaktors sind kontinuierlich arbeitende Paddelrührwerke installiert. Der spezifische Stromverbrauch der Rührwerke wird auf 2 kWh/m^3 Substratzufuhr festgelegt (FNR, 2004, S. 69).

BHKW und Notfackel

Das biogasbetriebene Blockheizkraftwerk ist mit einem Gas-Ottomotor ausgestattet. Die installierte elektrische Leistung beträgt 150 kW. Als elektrischer Wirkungsgrad für ein biogasbetriebenes BHKW dieser Leistungsklasse werden 34 % unterstellt, der thermische Wirkungsgrad wird auf 46 % festgelegt (ASUE, 2005, S. 37–38). Der Eigenstromverbrauch des BHKW, unter anderem für Gasverdichter, Steuerung und Kühlung, wird mit 3 % der generierten Strommenge angenommen (SEV, 2006, S. 25). Die Emissionsfaktoren des BHKW sind der Probas-Datenbank und einer Studie zu Blockheizkraftwerken entnommen und in Tabelle A.2 dargestellt (Probas, 2008g,a) (LfU, 2001, S. 16).

Für den Betrieb der Notfackel wird unterstellt, dass jährlich 0,5 % der erzeugten Methanmenge über die Notfackel verbrannt werden müssen. In Ermangelung geeigneter Emissionsfaktoren werden die Emissionen der Notfackel näherungsweise über die Emissionsfaktoren des BHKW und unterstellten Methanverlusten in Höhe von 1 % abgeschätzt.

Gärrestlager

Die flüssigen Gärreste verbleiben für weitere 40 Tage in einem geschlossenen Nachgärer. Mit dem Gärrest werden Mikroorganismen aus dem Reaktor in das Gärrestlager ausgetragen, so dass auch im Gärrestlager ein anaerober Abbau der organischen Substanz zu Methan und Kohlendioxid stattfindet. Das freigesetzte Biogas wird aufgefangen und dem BHKW zur energetischen Nutzung zugeführt. An der Universität Hohenheim konnte bei Gärresten aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen mit einer hydraulischen Verweilzeit von unter 60 Tagen ein Restgaspotenzial von etwa 15 % der im Reaktor erzeugten Gasmenge nachgewiesen werden (Vogtherr u. a., 2007, S. 71). Das Restgaspotenzial nimmt mit fallenden Temperaturen ebenfalls ab, so dass für Anlagentyp 1 ein Restgaspotenzial von 5 % der im Reaktor entstandenen Methanmenge unterstellt wird (Gärtner u. a., 2008, S. 122). Das im Nachgärer frei werdende Biogas wird dem Gasspeicher und der anschließenden energetischen Nutzung zugeführt.

Die Gärreste dürfen als organische Dünger nur zu bestimmten Zeiten ausgebracht werden. So ist in den Monaten November bis Januar sowie bei wassergesättigten, gefrorenen oder schneebedeckten Böden das Ausbringen von Stickstoffdüngern untersagt (DüV, 2007, §3 (5), §4 (5)). Die Dauer der Lagerung richtet sich somit nach der Möglichkeit und dem Zeitpunkt der stofflichen Gärrestverwertung. Für die Gärrestlagerung müssen üblicherweise Lagerkapazitäten von 90 bis 120 Tagen verfügbar sein.

Die Gärreste werden nach dem Nachgärer bis zur letztlichen Nutzung als flüssiger organischer Dünger offen gelagert. Die dabei freigesetzten diffusen Methanverluste werden mit 1 % der im Reaktor entstandenen Methanmenge abgeschätzt (Vogtherr u. a., 2007, S. 75). Für den Betrieb von Pumpen und Rührwerken wird ein Strombedarf von 1 kWh/m^3 Gärrest unterstellt.

3.3.2. Gutschriften

Bei Anlagentyp I werden für den Einsatz von Gülle sowie die Nutzung der Kuppelprodukte Wärme und Gärrest Gutschriften für vermiedene Emissionen und Energieverbräuche berücksichtigt.

Gutschrift für den Einsatz von Gülle

Die offene Lagerung von Gülle stellt die übliche Handhabung von Wirtschaftsdüngern in landwirtschaftlichen Betrieben dar. Während dieser Güllelagerung findet analog zur Vergärung ebenfalls eine anaerobe Umsetzung von organischer Substanz zu Methan und Kohlendioxid statt. Die Reaktionsgeschwindigkeit ist im Vergleich zur Vergärung in einem Fermenter aufgrund der geringeren Temperatur und der fehlenden Durchmischung allerdings geringer. Das ansonsten bei der offenen Güllelagerung unkontrolliert in die Atmosphäre entweichende Methan kann in Vergärungsanlagen unter kontrollierten Bedingungen verbrannt und damit in Kohlenstoffdioxid biogenen Ursprungs umgewandelt werden (IPCC, 2001, S. 4.30ff und S. 4.40ff). Die so vermiedenen Methanemissionen gehen als Gutschrift in die Bilanzierung ein.

Das ZSE weist einen tierbezogenen Emissionsfaktor für die Handhabung von Wirtschaftsdüngern bei Milchkühen in Höhe von 18,9 kg Methan je Milchkuh und Jahr aus (ZSE, 2008a). Mit einem angenommenen jährlichen Gülleanfall von 20 t je Milchkuh ergibt sich ein güllebezogener Emissionsfaktor von 0,9 kg CH_4/t Gülle (DüV, 2007, Anhang 5).

Wärmenutzung

Die im Rahmen der Stromerzeugung anfallende Wärme wird zunächst zur Deckung des Eigenwärmebedarfs der Co-Vergärungsanlage verwendet. Die verbleibende Überschusswärme wird zu 25 % im landwirtschaftlichen Betrieb, beispielsweise zur Beheizung von Wohn- und Wirtschaftsgebäuden oder zur Trocknung von Heu oder Holzhackschnitzeln, genutzt. Die Gutschriften der Wärmenutzung werden über den Äquivalenzprozess einer Erdgasheizung bestimmt. Die angenommenen Emissionsfaktoren der Erdgasheizung sind der Probas-Datenbank entnommen und im Anhang in Tabelle A.4 dargestellt (Probas, 2008e).

Stoffliche Gärrestverwertung

Der flüssige Gärrest wird auf landwirtschaftlichen Nutzflächen als organischer Dünger ausgebracht. Die im Gärrest enthaltenen Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium substituieren damit mineralische Düngemittel, die anstelle der Gärreste ausgebracht werden müssten. Die Nährstoffe in der Gülle werden in diesem Zusammenhang nicht berücksichtigt, da sie dem System der Viehhaltung zugeordnet werden und Gülle auch ohne Vergärung stofflich genutzt wird. Die mit der Mineraldüngerherstellung verbundenen Emissionen und Energieverbräuche können damit der stofflichen Gärrestnutzung gutgeschrieben werden.

Stickstoff liegt im Gärrest zu 60 % bis 80 % als Ammoniumstickstoff (NH_4^+) vor. Der restliche Stickstoffanteil ist in der organischen Substanz gebunden. Der schnell verfügbare Ammoniumstickstoff kann von den Pflanzen direkt aufgenommen werden, etwa 15 % des Ammoniumstickstoffs gehen bei der Ausbringung in Form von Ammoniak verloren. Diese Emissionen werden der ackerbaulichen Prozesskette (z. B. dem Anbau von Silomais) zugeordnet und deshalb bei der Ausbringung von Gärresten nicht berücksichtigt. Der organisch gebundene Stickstoffanteil wird nur langsam mit einer Freisetzungsrate von 1 % bis 3 % im Jahr mineralisiert. Langfristig kann von einer Gesamtverwertung des Stickstoffs im Gärrest in Höhe von 60 % ausgegangen werden (LfL, 2007, S. 47–51).

Die Nährstoffe Phosphor und Kalium werden auf langfristige Sicht vollständig von den Pflanzen aufgenommen, so dass die im Gärrest enthaltenen Phosphor- und Kaliummengen Mineraldünger in gleicher Menge substituieren (LfL, 2007, S. 49).

Die über die Äquivalenzprozesse der Mineraldüngerherstellung für Stickstoff, Phosphor und Kalium erzielbaren spezifischen Gutschriften sind im Anhang in Tabelle A.3 aufgeführt (Probas, 2008c,d,b).

3.3.3. Sachbilanzergebnisse von Anlagentyp 1

Die Sachbilanzergebnisse der Stoff- und Energiestrommodellierung umfassen auf der Inputseite die eingesetzten Substratmengen, den Strom-, Wärme- und Dieselverbrauch sowie den Düngerbedarf an Stickstoff, Phosphor und Kalium. Auf der Outputseite sind die entlang der gesamten Prozesskette emittierten Luftschadstoffe sowie die erzeugte Strommenge und die Kuppelprodukte Gärrest und Wärme aufgeführt. Um die Höhe der

Tab. 3.2.: Sachbilanzergebnisse der Stoff- und Energiestrommodellierung von Anlagentyp 1

Input	Einheit		Output	Einheit	
Maissilage	t/a	2 000	CO_2, fossil	t/a	65
Rindergülle	t/a	8 000	CH_4	kg/a	2 150
N-Dünger	kg/a	6 000	N_2O	kg/a	230
P-Dünger	kg/a	6 000	NO_x	kg/a	1 140
K-Dünger	kg/a	9 200	SO_2	kg/a	380
Diesel	L/a	10 000	NH_3	kg/a	120
Strom	MWh/a	70	Gärrest	t/a	9 300
Wärme	MWh/a	360	N-Dünger	kg/a	5 160
			P-Dünger	kg/a	3 600
			K-Dünger	kg/a	10 200
			Strom	MWh/a	1 000
			Wärme	MWh/a	1 360

Gutschriften für die stoffliche Gärrestverwertung bestimmen zu können, wird die im Gärrest enthaltene Nährstofffracht separat ausgewiesen. Die Sachbilanzergebnisse von Anlagentyp 1 sind in Tabelle 3.2 dargestellt.

Anlagentyp 1 erzeugt mit einem Substratinput von 2 000 t Maissilage und 8 000 t Rindergülle rund 560 000 m^3 Biogas mit einem Methangehalt von 53 % im Jahr. Bei 8 000 Betriebsstunden im Jahr entspricht dies einem Biogasertrag von 70 m^3/h.

Der Eigenstromverbrauch von Anlagentyp 1 beträgt rund 7 %, der Eigenwärmeverbrauch liegt bei rund 30 %. Hauptstromverbraucher ist das BHKW mit einem Anteil von 45 % am Gesamtstromverbrauch der Anlage. Die Rührwerke des Reaktors verbrauchen weitere 40 % der Gesamtstrommenge, die restlichen 15 % entfallen auf den Betrieb der biologischen Entschwefelungsanlage, der Pumpen und der Eintragsschnecke. Der Eigenwärmeverbrauch wird ausschließlich zur Beheizung des Fermenters benötigt.

Die Lachgas- und Ammoniakemissionen sind zu über 90 % der Vorkette zum Anbau von Silomais zuzurechnen. Auch die Kohlenstoffdioxidemissionen fossilen Ursprungs werden zu 75 % vom Silomaisanbau verursacht. Die Stickstoffoxid- und Schwefeldioxidemissionen entstehen zu 65 % bzw. 70 % bei der Biogasverbrennung im BHKW. Hauptemittent für Methan ist zu 95 % das Gärrestlager. Die Transportprozesse sind für 25 % der fossil bedingten Kohlendioxidemissionen, 10 % der Stickstoffoxidemissionen

Tab. 3.3.: Gutschriften für die Gülle-, Wärme- und stoffliche Gärrestnutzung bei Anlagentyp 1

	Einheit	Güllenutzung	Wärmenutzung	N-Dünger	P-Dünger	K-Dünger
CO_2, fossil	t/a		68	15	4	11
CH_4	kg/a	7 200	320	36	6	28
N_2O	kg/a		1	78	< 1	1
NO_x	kg/a		4	84	35	19
SO_2	kg/a		70	24	43	4
NH_3	kg/a		< 0,1	35	< 0,1	< 0,1
KEA	MWh/a		340	74	18	55

und 55 % des Dieselkraftstoffverbrauchs verantwortlich. Die restlichen 45 % des Dieselkraftstoffverbrauchs werden für die Feldarbeit zum Anbau von Silomais aufgewendet.

Bei Anlagentyp 1 werden Gutschriften für den Einsatz von Rindergülle, der Nutzung von 245 MWh Wärme sowie der stofflichen Gärrestverwertung erzielt (Tabelle 3.3). Im Bereich der Einsparung fossil bedingter Kohlenstoffdioxidemissionen und des kumulierten Energieaufwandes entfallen rund 70 % auf die Wärmenutzung und 30 % auf die stoffliche Gärrestnutzung. Methanemissionen werden bei Anlagentyp 1 in erster Linie (95 %) durch den Einsatz von Rindergülle gutgeschrieben. Lachgas-, Stickstoffoxid- und Ammoniakemissionen werden fast ausschließlich über die stoffliche Gärrestverwertung, insbesondere durch die Substitution mineralischer Stickstoffdünger, vermieden.

Während bei fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen und Methanemissionen die Höhe der Gutschriften die der prozessbedingten Emissionen deutlich übersteigt, können bei Lachgas, Stickstoffoxiden und Schwefeldioxid die Gutschriften die prozessbedingten Emissionen nicht ausgleichen.

3.4. Landwirtschaftlicher Anlagentyp auf Maissilagebasis (Anlagentyp 2)

Der zweite landwirtschaftliche Anlagentyp wird auf Maissilagebasis mit einem Maissilageanteil von 80 % und einem Rindergülleanteil von 20 % betrieben. Die installierte elektrische Leistung beträgt 300 kW und entspricht damit der durchschnittlichen elektrischen Leistung neu installierter landwirtschaftlicher Biogasanlagen im Jahr 2005 (Fachverband Biogas e.V., 2005, S. 10). Mit dieser Anlagenkapazität müssen jährlich

5 600 t Maissilage und 1 400 t Rindergülle vergoren werden. Dies entspricht einem Bedarf von rund 70 Milchkühen und 125 ha Ackerland zum Anbau von Silomais. Vor der in Abschnitt 3.3 dargestellten Betriebsgrößenstruktur in der Landwirtschaft entspricht Anlagentyp 2 einem typischen Milchviehbetrieb in Deutschland, der Maissilage auf eigenen Flächen anbaut und bei Bedarf von anderen Landwirten zukauft.

3.4.1. Stoff- und Energiestromnetz

Das Stoff- und Energiestromnetz von Anlagentyp 2 ist prinzipiell mit dem Stoff- und Energiestromnetz von Anlagentyp 1 identisch. Im Unterschied zu Anlagentyp 1 entfällt die Transition zum straßengebundenen Transport von Gülle, da der Güllebedarf ausschließlich über den hofeigenen Viehbestand gedeckt wird. Für die Module Transport, BHKW und Reaktor sind des Weiteren Anpassungen bei einzelnen Parametern erforderlich.

Aufgrund des höheren Substratinputs an Maissilage wird von einer Transportentfernung für Maissilage und Gärrest in Höhe von 7,5 km ausgegangen. Der elektrische und thermische Wirkungsgrad von Anlagentyp 2 wird an die elektrische BHKW-Leistung von 300 kW angepasst. Es werden ein elektrischer Wirkungsgrad von 35 % und ein thermischer Wirkungsgrad von 45 % angenommen (ASUE, 2005, S. 37–38).

Landwirtschaftliche Biogasanlagen auf Basis nachwachsender Rohstoffe werden häufig mit hydraulischen Verweilzeiten von 60 bis 100 Tagen betrieben (FNR, 2005, S. 76). Diese Verweilzeiten sind erforderlich, um stabile mikrobiologische Prozesse im Reaktor zu gewährleisten und die mikrobielle Biozönose nicht mit organischer Substanz zu überlasten (Vogtherr u. a., 2007, S. 71–75). Für Anlagentyp 2 wird daher eine hydraulische Verweilzeit von 80 Tagen angenommen. Das erforderliche Reaktorvolumen beläuft sich dann auf 1 700 m^3, die organische Raumbelastung liegt bei 3 kg oTS/(m^3 d).

Im Vergleich zu Anlagentyp 1 verdoppelt sich der spezifische Strombedarf der Rührwerke aufgrund der längeren Verweilzeit der Substrate im Reaktor auf 4 kWh/m^3 Substratzufuhr. Die biologische Entschwefelung des Biogases wird in einer externen Tropfkörperanlage durchgeführt (vgl. Abschnitt 2.3.3). Der Strombedarf der biologischen Entschwefelung wird mit 0,5 % der erzeugten Strommenge angenommen. Auch die Wärmeverluste des Fermenters werden aufgrund der längeren Verweilzeit auf 40 % erhöht. Der spezifische Wärmebedarf beträgt dann 42,4 kWh/t Substratzufuhr.

Tab. 3.4.: Sachbilanzergebnisse der Stoff- und Energiestrommodellierung von Anlagentyp 2

Input	Einheit		Output	Einheit	
Maissilage	t/a	5 600	CO_2, fossil	t/a	160
Rindergülle	t/a	1 400	CH_4	kg/a	4 300
N-Dünger	kg/a	16 800	N_2O	kg/a	630
P-Dünger	kg/a	16 800	NO_x	kg/a	2 400
K-Dünger	kg/a	25 800	SO_2	kg/a	840
Diesel	L/a	20 200	NH_3	kg/a	320
Strom	MWh/a	110	Gärrest	t/a	5 600
Wärme	MWh/a	300	N-Fracht	kg/a	14 400
			P-Fracht	kg/a	10 100
			K-Fracht	kg/a	28 600
			Strom	MWh/a	2 030
			Wärme	MWh/a	2 610

3.4.2. Gutschriften

Auch bei Anlagentyp 2 werden Gutschriften für den Einsatz von Gülle sowie die Nutzung der Kuppelprodukte Wärme und Gärrest berücksichtigt. Die spezifischen Gutschriften für vermiedene Emissionen und Energieverbräuche aus der Wärmenutzung und der stofflichen Gärrestverwertung sind im Anhang in den Tabellen A.4 und A.3 dargestellt. Für den Einsatz von Gülle werden 0,9 kg CH_4/t Gülle gutgeschrieben (vgl. Abschnitt 3.3.2).

3.4.3. Sachbilanzergebnisse von Anlagentyp 2

Die erzeugte Biogasmenge von Anlagentyp 2 beträgt rund $1{,}2 \cdot 10^6$ m^3/a, der Methangehalt liegt bei 52 %. Bei 8 000 Betriebsstunden im Jahr entspricht dies einem Biogasertrag von 150 m^3/h. Die Sachbilanzergebnisse der Stoff- und Energiestrommodellierung für Anlagentyp 2 sind in Tabelle 3.4 dargestellt.

Anlagentyp 2 weist einen Eigenstromverbrauch von rund 6 % und einen Eigenwärmeverbrauch von knapp 15 % auf. Der im Vergleich zu Anlagentyp 1 geringere Eigenenergieverbrauch ist auf den höheren Energiegehalt der Substratmischung und das kleinere Substratgesamtvolumen zurückzuführen. Hauptstromverbraucher ist mit 55 % des

Tab. 3.5.: Gutschriften für die Gülle-, Wärme- und stoffliche Gärrestnutzung bei Anlagentyp 2

	Einheit	Güllenutzung	Wärmenutzung	N-Dünger	P-Dünger	K-Dünger
CO_2, fossil	t/a		160	43	12	33
CH_4	kg/a	1 260	750	100	18	77
N_2O	kg/a		1	220	1	2
NO_x	kg/a		9	240	100	55
SO_2	kg/a		160	67	120	11
NH_3	kg/a		< 0,1	100	< 1	< 1
KEA	MWh/a		790	210	50	150

Gesamtstromverbrauchs das BHKW, die Rührwerke des Reaktors verbrauchen weitere 30 % des Eigenstrombedarfs. Die restlichen 15 % des Eigenstromverbrauchs entfallen auf den Betrieb der biologischen Entschwefelungsanlage, der Pumpen und der Eintragsschnecke. Der Eigenwärmeverbrauch ist ausschließlich auf die Beheizung des Fermenters zurückzuführen.

Aufgrund des maisbasierten Anlagenbetriebes dominiert die Vorkette zum Anbau von Silomais mit rund 90 % die Höhe der fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen und mit rund 95 % die Höhe der Lachgas- und Ammoniakemissionen. Innerhalb dieser Vorkette stammen die fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen zu etwa 70 % aus der Mineraldüngerproduktion und zu etwa 30 % aus dem Dieseleinsatz für die Feldarbeit. Die Lachgasemissionen des Maisanbaus setzten sich zu etwa 55 % aus den Lachgasemissionen der Stickstoffumsetzung im Boden und zu 45 % aus der Vorkette zur Stickstoffdüngerproduktion zusammen. Bei den Ammoniakemissionen beträgt der Anteil der aus der Düngung stammenden Emissionen 65 %, die restlichen 35 % stammen aus der Vorkette zur Stickstoffdüngerproduktion.

Die Biogasverbrennung im BHKW ist für 60 % der Stickstoffoxid- und Schwefeldioxidemissionen verantwortlich. Mehr als 90 % der Methanemissionen gehen auf das Gärrestlager zurück. Die Transportprozesse sind für 13 % der fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen, 8 % der Stickstoffoxidemissionen und 40 % des Dieselverbrauchs verantwortlich. Die Vorkette zum Anbau von Silomais verursacht 60 % des gesamten Dieselkraftstoffverbrauchs.

Auch bei Anlagentyp 2 werden Gutschriften für den Einsatz von Rindergülle, der Wärmenutzung und der stofflichen Gärrestverwertung berücksichtigt (Tabelle 3.5). Der genutzte Wärmeanteil beträgt 590 MWh/a. Die Gutschriften für fossil bedingte Kohlenstoffdioxidemissionen und für den kumulierten Energieaufwand lassen sich zu rund 65 % auf die Wärmenutzung und zu 35 % auf die stoffliche Gärrestnutzung zurückführen. Die Gutschriften für Lachgas-, Stickstoffoxid- und Ammoniakemissionen werden zu nahezu 100 % mit der stofflichen Gärrestverwertung erzielt. Auch bei Anlagentyp 2 werden Methanemissionen überwiegend durch den Einsatz von Rindergülle vermieden. Aufgrund des geringen Gülleanteils von 20 % beträgt der Anteil an der Gesamteinsparung nur 55 %.

Mit Ausnahme der fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen übersteigen die prozessbedingten Emissionen an Luftschadstoffen die Höhe der entsprechenden Gutschriften.

3.5. Abfallwirtschaftlicher Anlagentyp mit stofflicher Gärrestnutzung (Anlagentyp 3)

Anlagentyp 3 stellt einen abfallwirtschaftlichen Anlagentyp dar, der kommunale Bioabfälle zusammen mit Rindergülle behandelt. Er wird mit einer elektrischen BHKW-Leistung von 600 kW betrieben. Dies entspricht der durchschnittlichen Anlagenkapazität neu installierter Vergärungsanlagen für Bioabfälle in Deutschland im Jahr 2006 (Bensmann, 2006). Es wird ein Substratverhältnis von 1 : 1 unterstellt, so dass jährlich 11 000 t Bioabfälle und 11 000 t Rindergülle vergoren werden.

Das durchschnittliche, einwohnerspezifische Aufkommen getrennt erfasster Bioabfälle betrug im Jahr 2006 in Baden-Württemberg rund 40 kg/a (UM BW, 2007, S. 56). Die Substratmenge von Anlagentyp 3 entspricht dabei dem Bioabfallaufkommen von etwa 275 000 Einwohnern sowie dem Gülleanfall von 550 Milchkühen. Die Bereitstellung und Anlieferung der Gülle sowie die Abholung und stoffliche Verwertung der Gärreste wird von mehreren Landwirten in der näheren Umgebung der Co-Vergärungsanlage übernommen.

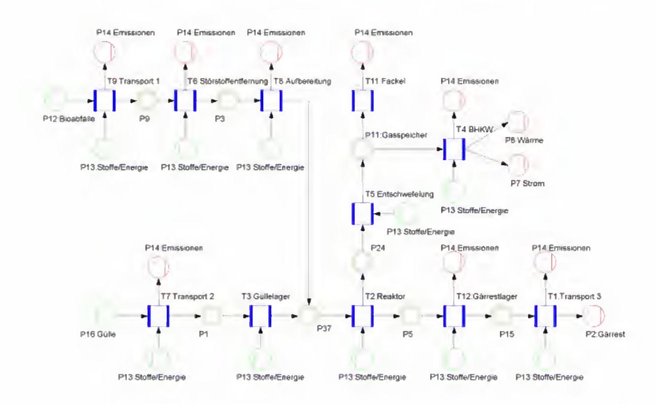


Abb. 3.4.: Stoff- und Energiestromnetz des abfallwirtschaftlichen Anlagentyps mit stofflicher Gärrestnutzung (Anlagentyp 3)

3.5.1. Stoff- und Energiestromnetz

Das Stoffstromnetz des abfallwirtschaftlichen Anlagentyps mit stofflicher Gärrestverwertung ist in Abbildung 3.4 dargestellt. Die Bioabfälle werden mit den kommunalen Sammelfahrzeugen im Anschluss an die Getrenntsammlung von Bioabfällen angeliefert, gewogen und in einen Annahmebunker gekippt. Von dort werden sie einer Störstoffentfernung und Aufbereitungsstufe zur Herstellung einer pumpfähigen Suspension zugeführt. Die Rindergülle wird von verschiedenen Landwirten per landwirtschaftlichem Zug angeliefert. Das entstandene Biogas wird in einen Gasspeicher geleitet und von dort in einem BHKW energetisch genutzt und in Strom und Wärme umgewandelt. Die flüssigen Gärreste werden aus dem Reaktor ausgetragen und einer stofflichen Gärrestverwertung zugeführt.

Nachfolgend werden die einzelnen Module des Stoff- und Energiestromnetzes von Anlagentyp 3 beschrieben.

Transport

Die Anlieferung der Rindergülle sowie der Abtransport des flüssigen Gärrestes zur stofflichen Verwertung erfolgt per landwirtschaftlichem Zug mit einer maximalen Nutzlast von 15 Tonnen. Die durchschnittliche Transportentfernung für Gülle und Gärrest wird auf 5 km festgelegt und der Dieselverbrauch mit 0,06 L/tkm angenommen (Probas, 2008o). Das kommunale Sammelfahrzeug weist eine maximale Nutzlast von 10 t und einen Dieselverbrauch von 0,04 L/tkm auf (Probas, 2008l). Die Transportentfernung der Bioabfälle wird mit 20 km angenommen.

Die Emissionen des Transports werden mit Hilfe der Emissionsfaktoren aus der Datenbank ZSE zum landwirtschaftlichem Verkehr und zum LKW-Transport außerorts sowie der Vorkette zur Dieselkraftstoffbereitstellung der Probas-Datenbank berechnet (ZSE, 2008b,c) (Probas, 2008n). Die berücksichtigten Emissions- und Energieverbrauchsfaktoren sind im Anhang in Tabelle A.1 dargestellt.

Substrataufbereitung

Die Bioabfälle werden als heterogenes und mit Störstoffen und Verpackungsmaterialien durchsetztes Gemisch angeliefert, welches zur Vergärung in eine pumpfähige Suspension (Maische) überführt werden muss. Zur Störstoffentfernung werden zunächst etwaige Verpackungen, wie Müllbeutel oder noch verpackte Lebensmittel, maschinell aufgeschlitzt und grob zerkleinert. Metallische Störstoffe werden über einen Magnetabscheider entfernt. Die Feinzerkleinerung erfolgt in einer Kugelmühle, danach werden die Bioabfälle in einem Stofflöser (Pulper) verflüssigt. Bei einem angenommenen Trockensubstanzgehalt der Bioabfälle von 40 % ist zur Herstellung einer pumpfähigen Suspension die Zugabe von zwei Litern Wasser zu einem Kilogramm Bioabfall erforderlich. Der spezifische Eigenstromverbrauch dieser Aufbereitungseinheit wird mit 55 kWh/t Bioabfall angenommen (Vogt u. a., 2002, S. 85).

Reaktor, Pumpen und Rührwerke

Laut Bioabfallverordnung müssen die Bioabfälle während der Vergärung auch hygienisiert werden. In abfallwirtschaftlichen Vergärungsanlagen erstreckt sich die Hygienisierungsverpflichtung auch auf Gülle (BioAbfV, 2006, Anhang 2 2.1). Bei Anlagentyp 3 wird zur Hygienisierung der Substrate der Reaktor im thermophilen Temperaturbereich

bei 55 °C betrieben. Die hydraulische Verweilzeit der Substrate im Reaktor muss für eine ausreichende Hygienisierung mindestens 20 Tage betragen (BioAbfV, 2006, Anhang 2 2.1). Für Anlagentyp 3 wird eine hydraulische Verweilzeit von 30 Tagen unterstellt. Einschließlich eines Sicherheitszuschlages von 10 % beläuft sich das erforderliche Reaktorvolumen auf rund 2 000 m^3, die organische Raumbelastung liegt bei 4,7 kg oTS/(m^3 d).

Die benötigte thermische Energie zur Beheizung des Fermenters wird näherungsweise über die spezifische Wärmekapazität von Wasser, einen Temperaturgradienten von 43 °C und Wärmeverlusten in Höhe von 20 % bestimmt. Für Anlagentyp 3 ergibt sich ein spezifischer Wärmebedarf von 120 kWh/t Substratzufuhr.

Zum Eintrag der Substrate in den Reaktor sowie zum Austrag des flüssigen Gärrestes werden Drehkolbenpumpen mit einem spezifischen Stromverbrauch von 0,2 kWh/m^3 eingesetzt. Der spezifische Eigenstromverbrauch der Rührwerke wird bei einer hydraulischen Verweilzeit von 30 Tagen mit 1,5 kWh/m^3 Substratzufuhr veranschlagt (FNR, 2004, S. 69).

Das Rohbiogas wird in einer externen Tropfkörperanlage biologisch entschwefelt (vgl. Abschnitt 2.3.3). Der Strombedarf der biologischen Entschwefelung wird mit 0,5 % der erzeugten Strommenge angenommen.

BHKW und Notfackel

Der elektrische Wirkungsgrad des mit einem biogasbetriebenen Gas-Ottomotor ausgestatteten BHKW wird bei einer installierten elektrischen Leistung von 600 kW auf 36 %, der thermische Wirkungsgrad auf 44 % festgelegt (ASUE, 2005, S. 37-38). Der Eigenstromverbrauch und die Emissionsfaktoren des BHKW sowie die Biogasverluste und Emissionsfaktoren der Notfackel entsprechen den Annahmen von Anlagentyp 1 und 2 (vgl. Abschnitt 3.3.1).

3.5.2. Gutschriften

Die berücksichtigten Gutschriften betreffen bei Anlagentyp 3, wie auch bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen 1 und 2, den Einsatz von Gülle sowie die Nutzung der Kuppelprodukte Wärme und Gärrest. Die spezifischen Gutschriften der Wärmenutzung und der stofflichen Gärrestverwertung sind im Anhang dargestellt (Tabelle A.4 und Ta-

Tab. 3.6.: Sachbilanzergebnisse der Stoff- und Energiestrommodellierung von Anlagentyp 3

Input	Einheit		Output	Einheit	
Bioabfall	t/a	11 000	CO_2, fossil	t/a	74
Rindergülle	t/a	11 000	CH_4	kg/a	8 100
Frischwasser	m^3/a	20 900	N_2O	kg/a]	74
Diesel	L/a	24 600	NO_x	kg/a	3 400
Strom	MWh/a	870	SO_2	kg/a	1 100
Wärme	MWh/a	2 650	NH_3	kg/a	9
			Störstoffe	t/a	550
			Gärrest	t/a	41 700
			N-Dünger	kg/a	39 600
			P-Dünger	kg/a	22 000
			K-Dünger	kg/a	44 000
			Strom	MWh/a	4 150
			Wärme	MWh/a	5 070

belle A.3). Für den Einsatz von Gülle werden 0,9 kg CH_4/t Gülle gutgeschrieben (vgl. Abschnitt 3.3.2).

3.5.3. Sachbilanzergebnisse von Anlagentyp 3

Anlagentyp 3 erzeugt jährlich rund $1{,}9 \cdot 10^6\,m^3$ Biogas mit einem Methangehalt von 59 %. Bei 8 000 Betriebsstunden im Jahr entspricht dies einem Biogasertrag von 250 m^3/h. Die Sachbilanzergebnisse der Stoff- und Energiestrommodellierung für Anlagentyp 3 sind in Tabelle 3.6 dargestellt.

Der Eigenstromverbrauch von Anlagentyp 3 beträgt rund 20 % der erzeugten Strommenge, der Eigenwärmebedarf liegt bei 55 %. Hauptstromverbraucher sind mit einem Anteil von 70 % am Eigenstromverbrauch die Module für die Aufbereitung der Bioabfälle, weitere 15 % werden für den Betrieb des BHKW benötigt. Die restlichen 15 % des Eigenstromverbrauchs entfallen auf den Betrieb der biologischen Entschwefelungsanlage sowie der Pumpen und Rührwerke.

Die prozessbedingten Emissionen werden in erster Linie von den Transportprozessen und dem BHKW verursacht. Lediglich die Methanemissionen stammen zu 98 % aus dem Gärrestlager. Die fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen stammen vollstän-

Tab. 3.7.: Gutschriften für die Gülle-, Wärme- und stoffliche Gärrestnutzung bei Anlagentyp 3

	Einheit	Güllenutzung	Wärmenutzung	N-Dünger	P-Dünger	K-Dünger
CO_2, fossil	t/a		165	120	26	49
CH_4	kg/a	9 900	780	270	39	120
N_2O	kg/a		2	600	1	3
NO_x	kg/a		9	645	220	85
SO_2	kg/a		170	185	260	20
NH_3	kg/a		< 0,1	265	< 1	< 1
KEA	MWh/a		830	570	110	235

dig, die Stickstoffoxidemissionen zu 20 % aus dem Transport der Substrate und Gärreste. Das BHKW ist hingegen für 80 % der Stickstoffoxid- und 96 % der Schwefeldioxidemissionen verantwortlich.

Die Gutschriften werden bei Anlagentyp 3 in erster Linie durch die stoffliche Gärrestverwertung erzielt. Lediglich die Höhe der vermiedenen Methanemissionen wird zu 92 % von der Gutschrift für den Einsatz von Gülle dominiert. Aufgrund des hohen Eigenwärmebedarfs spielt die Gutschrift für die Wärmenutzung bei den meisten Schadstoffen nur eine untergeordnete Rolle. Bei den fossil bedingte Kohlenstoffdioxidemissionen sind allerdings 30 % der Gutschriften auf die Wärmenutzung zurückzuführen.

Die Höhe der Gutschriften übertrifft für alle Schadstoffe, mit Ausnahme der Stickstoffoxide und Schwefeldioxid, die prozessbedingten Emissionen. Die Gutschriften für die Güllenutzung, Wärmenutzung und stoffliche Gärrestverwertung von Anlagentyp 3 sind in Tabelle 3.7 dargestellt.

3.6. Abfallwirtschaftlicher Anlagentyp mit thermischer Gärrestnutzung (Anlagentyp 4)

Die biologische Abfallbehandlung findet bei Anlagentyp 4 in Kombination mit kommunalem Klärschlamm statt. Dieser Anlagentyp wird am Standort einer Kläranlage errichtet, als elektrische BHKW-Leistung werden 600 kW angenommen (Bensmann, 2006). Die Substratmischung setzt sich zu 75 % aus Klärschlamm und zu 25 % aus kommunalen Bioabfällen zusammen. In Anlagentyp 4 werden jährlich 31 500 t Klärschlamm und

10 500 t Bioabfälle behandelt. Diese Menge an Bioabfällen entspricht bei einem einwohnerspezifischen Bioabfallaufkommen von 40 kg/a rund 260 000 Einwohnern. In Baden-Württemberg fallen jährlich rund $6{,}9 \cdot 10^6$ t Klärschlamm (275 000 t TS) an (UM BW, 2007, S. 61). Basierend auf einem einwohnerspezifischen[11] Klärschlammaufkommen von etwa 0,6 t/a entspricht die eingesetzte Klärschlammmenge rund 50 000 Einwohnern. Aufgrund des Klärschlammeinsatzes werden die Gärreste nicht stofflich genutzt sondern in einem Kohlekraftwerk verbrannt.

3.6.1. Stoff- und Energiestromnetz

Das Stoffstromnetz von Anlagentyp 4 ist in Abbildung 3.5 dargestellt. Die getrennt erfassten Bioabfälle werden mit dem kommunalen Sammelfahrzeug zur Co-Vergärungsanlage transportiert, zu einer pumpfähigen Suspension aufbereitet und dem Reaktor zugeführt. Der Klärschlamm gelangt per Rohrleitung von der Kläranlage zur Co-Vergärungsanlage und wird direkt in den Reaktor dosiert. Das entstandene Biogas wird in einem BHKW energetisch genutzt. Der flüssige Gärrest wird abschließend in einem Dekanter entwässert und dann zur Mitverbrennung in ein Kohlekraftwerk transportiert. Mit der thermischen Gärrestverwertung ist eine Hygienisierung der Substrate nicht mehr erforderlich (BioAbfV, 2006, Anhang 2 2.1).

Nachfolgend werden einzelne Module von Anlagentyp 4 beschrieben. Die Module zur Substrataufbereitung, sowie das BHKW und die Notfackel sind mit jenen von Anlagentyp 3 identisch und werden daher nicht mehr aufgeführt (vgl. Abschnitt 3.5).

Substrat- und Gärresttransport

Die Anlieferung der Bioabfälle erfolgt per Sammelfahrzeug mit einer maximalen Nutzlast von zehn Tonnen und einem Dieselkraftstoffverbrauch von 0,04 L/tkm (Probas, 2008l). Die angenommene Transportentfernung für Bioabfälle beträgt 20 Kilometer. Der entwässerte Gärrest wird in Absetzcontainern mit einem LKW mit Anhänger zur Mitverbrennungsanlage transportiert. Die maximale Nutzlast wird auf 24 Tonnen und der Dieselkraftstoffverbrauch auf 0,03 L/tkm festgelegt (Probas, 2008m). Als Transportentfernung der Gärreste werden 50 km unterstellt. Zur Berechnung der Emissionen werden

[11] Im Jahr 2006 betrug die Bevölkerungsanzahl in Baden-Württemberg 10,7 Millionen Einwohner (UM BW, 2007, S. 11).

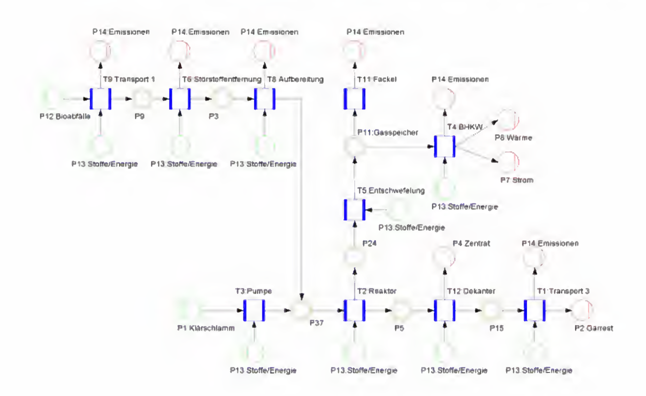


Abb. 3.5.: Stoff- und Energiestromnetz des abfallwirtschaftlichen Anlagentyps mit thermischer Gärrestnutzung (Anlagentyp 4)

die in Tabelle A.1 dargestellten Emissionsfaktoren der Datenbank ZSE für LKW mit Minderungstechnik (außerorts) herangezogen (ZSE, 2008c).

Reaktor, Pumpen und Rührwerke

Der Reaktor von Anlagentyp 4 wird als Rührkesselreaktor im mesophilen Temperaturbereich und mit einer hydraulischen Verweilzeit von 30 Tagen betrieben. Das gesamte Fermentervolumen beläuft sich auf rund 3 500 m^3. Bei diesem Fermentervolumen werden üblicherweise zwei kleinere Fermenter installiert.

Die organische Raumbelastung von Anlagentyp 4 liegt bei 2,7 kg oTS/(m^3 d). Der spezifische Strombedarf der Rührwerke beträgt 1,5 kWh/m^3 Substratzufuhr, die Pumpen zum Eintrag und Austrag der Substrate verbrauchen jeweils 0,2 kWh/m^3 (FNR, 2004, S. 69).

Der Wärmebedarf wird für einen Temperaturgradienten von 26 °C und Wärmeverlusten in Höhe von 20 % bestimmt. Der spezifische Wärmebedarf von Anlagentyp 4 liegt dann bei 54,6 kWh/t Substratzufuhr.

Das Rohbiogas wird in einer externen Tropfkörperanlage biologisch entschwefelt (vgl. Abschnitt 2.3.3). Der Strombedarf der biologischen Entschwefelung wird mit 0,5 % der erzeugten Strommenge angenommen.

Dekanter

Der aus dem Reaktor abgezogene Gärrest wird unter Zugabe von Flockungshilfsmitteln in einem Dekanter mechanisch auf einen TS-Gehalt von 30 % entwässert. Der Eigenstromverbrauch des Dekanters wird mit 1,5 kWh/m^3 Gärrestzufuhr berücksichtigt (Vogt u. a., 2002, S. 86). Aufgrund des Einsatzes von Flockungshilfsmitteln wird ein Abscheidegrad der Trockensubstanz von 99 % unterstellt, so dass 1 % der Trockensubstanz im Zentrat verbleiben. Als spezifischer Verbrauch an Flockungshilfsmitteln wird ein Polymerbedarf von 7 kg/t TS unterstellt (Arlt, 2003, S. 41). Das entstandene Zentrat wird zurück zur Kläranlage geleitet und dort in die Reinigungsstufe rückgeführt. Da sich das Zentrat überwiegend aus dem Klärschlammanteil zusammensetzt und bei der Klärschlammentwässerung in der Kläranlage ohnehin angefallen wäre, wird die Zentratbehandlung nicht weiter betrachtet.

3.6.2. Gutschriften

Bei Anlagentyp 4 werden Gutschriften für die thermische Nutzung des Kuppelproduktes Gärrest und die Wärmenutzung berücksichtigt. Die spezifischen Gutschriften der Wärmenutzung sind im Anhang in Tabelle A.4 aufgeführt.

Der entwässerte Gärrest wird in einem Steinkohlekraftwerk mitverbrannt und substituiert damit den Hauptbrennstoff Steinkohle. Nach der Anlieferung des entwässerten Gärrestes wird dieser zunächst getrocknet und anschließend in den Feuerungskessel eingetragen. Dabei wird unterstellt, dass sich die bei der Verbrennung von getrocknetem Gärrest frei werdenden Emissionen nicht von den Emissionen der Steinkohleverbrennung unterscheiden. Lediglich die Kohlenstoffdioxidemissionen werden unterschiedlich bewertet. Die Kohlenstoffdioxidemissionen aus der Verbrennung von Steinkohle sind fossil bedingt, die der Gärrestverbrennung entstammen hingegen dem biogenen Kohlenstoffkreislauf. Die Kohlenstoffdioxidgutschrift entspricht bei dieser Form der thermischen Gärrestnutzung dem Emissionsfaktor für Steinkohle in Höhe von 94 000 kg/TJ

Tab. 3.8.: Sachbilanzergebnisse der Stoff- und Energiestrommodellierung von Anlagentyp 4

Input	Einheit		Output	Einheit	
Bioabfall	t/a	10 500	CO_2, fossil	t/a	87
Klärschlamm	t/a	31 500	CH_4	kg/a	160
Flockungshilfsmittel	kg/a	38 200	N_2O	kg/a	74
Frischwasser	m^3/a	20 000	NO_x	kg/a	3 500
Diesel	L/a	29 000	SO_2	kg/a	1 100
Strom	MWh/a	930	NH_3	kg/a	7
Wärme	MWh/a	2 300	Störstoffe	t/a	525
			Gärrest	t/a	10 300
			Zentrat	m^3/a	50 400
			Strom	MWh/a	4 140
			Wärme	MWh/a	5 070

(ZSE, 2008d). Zur Berechnung des Energiegehaltes im Gärrest wird ein unterer Heizwert für organische Substanz von 18 MJ/kg oTS unterstellt (Leible u. a., 2003, S. 48).

3.6.3. Sachbilanzergebnisse von Anlagentyp 4

Die erzeugte Biogasmenge von Anlagentyp 4 beträgt rund $1{,}9 \cdot 10^6\ m^3/a$, der Methangehalt liegt bei 60 %. Bei 8 000 Betriebsstunden im Jahr entspricht dies einem Biogasertrag von $250\ m^3/h$. Die Sachbilanzergebnisse der Stoff- und Energiestrommodellierung für Anlagentyp 4 sind in Tabelle 3.8 dargestellt.

Der Eigenstromverbrauch von Anlagentyp 4 beträgt 22 %, der Eigenwärmebedarf liegt bei etwa 45 %. Etwa 60 % des Eigenstromverbrauchs werden für die Aufbereitung der Bioabfälle benötigt. Der Betrieb des BHKW ist mit weiteren 15 % des Eigenstromverbrauchs verbunden. Der Anteil des Dekanters zur Gärrestentwässerung und der Rührwerke des Reaktors liegen bei jeweils 10 % des Eigenstromverbrauchs. Die restlichen 5 % entfallen auf den Betrieb der Pumpen und der biologischen Entschwefelungsanlage. Der Eigenwärmebedarf wird ausschließlich zur Beheizung des Reaktors verwendet.

Wie bei Anlagentyp 3 sind die prozessbedingten Emissionen in erster Linie auf Transportprozesse und den Betrieb des BHKW zurückzuführen. Die Transportprozesse sind für 100 % der fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen und 20 % der Stickstoffoxi-

Tab. 3.9.: Gutschriften für die Wärmenutzung und thermische Gärrestverwertung bei Anlagentyp 4

	Einheit	Wärmenutzung	thermische Gärrestverwertung
CO_2, fossil	t/a	190	1 660
CH_4	kg/a	890	0
N_2O	kg/a	2	0
NO_x	kg/a	10	0
SO_2	kg/a	190	0
NH_3	kg/a	< 0,1	0
KEA	MWh/a	950	5 000

demissionen verantwortlich. Das BHKW verursacht hingegen 80 % der Stickstoffoxid- und 95 % der Schwefeldioxidemissionen.

Die Gutschriften für fossil bedingte Kohlenstoffdioxidemissionen werden bei Anlagentyp 4 von der thermischen Gärrestverwertung dominiert. Durch die Substitution von Steinkohle in einer Großfeuerungsanlage werden jährlich knapp 1 700 t Kohlenstoffdioxid eingespart. Im Vergleich zur thermischen Gärrestnutzung trägt die Wärmenutzung nur zu einer jährlichen Einsparung von rund 180 t Kohlenstoffdioxid bei. Ein ähnliches Verhältnis zeigt die Einsparung von fossil bedingtem Primärenergieaufwand. Die thermische Gärrestverwertung trägt dabei zu 85 %, die Wärmenutzung zu 15 % des eingesparten KEA bei.

Im Bereich der fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen werden durch die thermische Gärrestverwertung erheblich mehr Emissionen eingespart als prozessbedingt entstehen. Der Ausstoß an Lachgas, Stickstoffoxiden, Schwefeldioxid und Ammoniak kann mit der Wärmenutzung nur unwesentlich ausgeglichen werden. Die Gutschriften für die Wärmenutzung und die thermische Gärrestverwertung bei Anlagentyp 4 sind in Tabelle 3.9 dargestellt.

3.7. Zusammenfassung der Stoff- und Energiestrommodellierung von Co-Vergärungsanlagen

Die eingesetzten Substrate leisten aufgrund ihres spezifischen Methanertrages einen unterschiedlichen Beitrag zur Nettostromerzeugung in den einzelnen Anlagentypen. Der

Beitrag von Maissilage und Bioabfällen zur Nettostromerzeugung ist dabei höher als ihr Massenanteil in der Substratmischung (Tabelle 3.10).

Tab. 3.10.: Anteil der eingesetzten Substratarten an der Substratmischung und der Nettostromerzeugung in den Anlagentypen 1 bis 4

	Maissilage	Rindergülle	Bioabfälle	Klärschlamm
Anlagentyp 1				
Substratmischung	20%	80%	-	-
Nettostromerzeugung	68%	32%	-	-
Anlagentyp 2				
Substratmischung	80%	20%	-	-
Nettostromerzeugung	97%	3%	-	-
Anlagentyp 3				
Substratmischung	-	50%	50%	-
Nettostromerzeugung	-	11%	89%	-
Anlagentyp 4				
Substratmischung	-	-	25%	75%
Nettostromerzeugung	-	-	81%	19%

Der Eigenstromverbrauch der Anlagentypen steigt mit zunehmendem Aufbereitungsaufwand für Substrate und Gärrest an. Während der Eigenstromverbrauch der landwirtschaftlichen Anlagentypen bei 6 % bis 7 % liegt, verbrauchen die abfallwirtschaftlichen Anlagentypen etwa 20 % der generierten Strommenge selbst. Der Eigenstromverbrauch landwirtschaftlicher Biogasanlagen wird in Ökobilanzen häufig pauschal mit 10 % angenommen (Scholwin u. a., 2006, S. 36) (Vogt, 2008, S. 5).

Der Eigenwärmeverbrauch der einzelnen Anlagentypen hängt neben dem Energie- und Wassergehalt der eingesetzten Substrate auch von der Notwendigkeit zu deren Hygienisierung ab. Aufgrund des hohen spezifischen Methanertrages von Maissilage weist Anlagentyp 2 mit rund 15 % den geringsten Eigenwärmebedarf auf. Der hohe Gülle- und Klärschlammanteil in der Substratmischung führt bei den Anlagentypen 1 und 4 zu einem Eigenwärmeverbrauch von 30 % beziehungsweise 50 %. Die Notwendigkeit

zur Hygienisierung der Substrate erhöht bei Anlagentyp 3 den Eigenwärmeverbauch auf 55 %.

Einen wesentlichen Anteil an den fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen sowie den Lachgas- und Ammoniakemissionen hat der Anbau von Silomais. Bei Anlagentyp 1 und 2 sind etwa 80 % der fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen, 90 % der Lachgasemissionen und fast 100 % der Ammoniakemissionen diesem Prozessschritt zuzuordnen.

Hauptemittent für Stickstoffoxide und Schwefeldioxid ist das BHKW. Bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen sind 60 % der Stickstoffoxid- und 70 % der Schwefeldioxidemissionen dem Betrieb des BHKW zuzurechnen. Aufgrund des Wegfalls der Vorkette des Silomaisanbaus erhöht sich bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen der Anteil des BHKW an den Stickstoffdioxidemissionen auf 80 % und an den Schwefeldioxidemissionen auf 95 %. Eine weitere relevante Quelle für Stickstoffdioxid sind die Transportprozesse per LKW, Schlepper und Radlader. Die Methanemissionen werden im Wesentlichen bei der Lagerung von flüssigem Gärrest freigesetzt. Aufgrund der Gärrestentwässerung findet bei Anlagentyp 4 keine Lagerung von flüssigem Gärrest statt. Demzufolge weist Anlagentyp 4 nur sehr geringe Methanemissionen auf.

Gutschriften für die Vermeidung von fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen werden in erster Linie über die Substitution fossiler Brennstoffe bei der Nutzung von Überschusswärme und der thermischen Gärrestnutzung erzielt. Die Substitution von Mineraldüngern und insbesondere von mineralischen Stickstoffdüngern im Rahmen der stofflichen Gärrestverwertung ist vor allem für die Vermeidung von Lachgas-, Stickstoffdioxid- und Ammoniakemissionen verantwortlich. Methanemissionen werden in erster Linie über den Einsatz von Gülle in Vergärungsanlagen und der damit vermiedenen offenen Güllelagerung eingespart. Bei den Anlagentypen 1 bis 3 sind 60 % bis 95 % der vermiedenen Methanemissionen dem Einsatz von Gülle zuzuordnen.

4. Ökologische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen

In diesem Kapitel werden die in Kapitel 3 definierten landwirtschaftlichen und abfallwirtschaftlichen Anlagentypen zur Co-Vergärung ökologisch bewertet. Für die ökologische Bewertung wird auf die Sachbilanzergebnisse der Stoff- und Energiestrommodellierung zurückgegriffen (vgl. Abschnitt 3.3 bis Abschnitt 3.6). In Abschnitt 4.1 werden zunächst verschiedene Methoden zur ökologischen Bewertung vorgestellt. Der Stand der ökologischen Bewertung von Co-Vergärungsanlagen zeigt Abschnitt 4.2. Die zur ökologischen Bewertung der Co-Vergärungsanlagen eingesetzte Methodik wird in Abschnitt 4.3 beschrieben. Die Ergebnisse der ökologischen Bewertung sind, einschließlich einer Sensitivitätsanalyse für ausgewählte Parameter, in Abschnitt 4.4 dargestellt. Abschnitt 4.5 fasst die wesentlichen Aspekte der ökologischen Bewertung zusammen.

4.1. Methoden zur ökologischen Bewertung

Für die ökologische Bewertung von Produkten oder Dienstleistungen steht unter anderem die Methode der Ökobilanzierung zur Verfügung. Mit einer Ökobilanz oder Lebenszyklusanalyse (Life Cycle Assessment - LCA) werden die Umweltauswirkungen entlang des gesamten Lebensweges eines Produktes oder einer Dienstleistung erfasst und analysiert. Alternative Produkte oder Prozesse lassen sich mit einer Ökobilanz hinsichtlich der Umweltauswirkungen vergleichen und bewerten.

Das methodische Vorgehen zur Erstellung einer Ökobilanz ist in den ISO-Normen 14040 (2006) und 14044 (2006) beschrieben (ISO, 2006b,a). Zur Erstellung einer Ökobilanz werden folgende Schritte durchgeführt:

- Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen
- Erstellung der Sachbilanz
- Durchführung der Wirkungsabschätzung

- optional: Normierung und Gewichtung
- Auswertung

Die Sachbilanz umfasst dabei in Form eines Inventars die entlang der Systemgrenzen auftretenden Stoff- und Energieflüsse (Life Cycle Inventory - LCI). Die Stoff- und Energieströme werden anschließend im Rahmen der Wirkungsabschätzung einzelnen Umweltwirkungskategorien zugeordnet (Klassifizierung) und zu einem Wirkungsindikator, z. B. CO_2-Äquivalenten in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt, zusammengefasst (Charakterisierung). Nach einer Normierung können die Umweltauswirkungen in den einzelnen Wirkungskategorien miteinander verglichen werden. Die Wirkungsindikatorergebnisse werden dabei meist in Bezug auf die Gesamtemissionen beziehungsweise auf den gesamten Ressourcenverbrauch eines Landes oder des geographischen Bezugsraumes normiert. Um ein Gesamtergebnis in Form einer einzelnen Kennzahl zu erhalten, kann in einem weiteren Schritt noch die Gewichtung der normierten Wirkungsindikatorergebnisse durchgeführt werden. In der abschließenden Auswertung und Interpretation der Ergebnisse werden die einzelnen Umweltauswirkungen sowie die relevanten Einflussgrößen dargestellt und diskutiert.

Je nach Zielsetzung und Fragestellung werden zur ökologischen Bewertung von Produkten die nachfolgend beschriebenen Methoden angewendet.

4.1.1. Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Der kumulierte Energieaufwand beinhaltet neben dem Energiegehalt des genutzten Energieträgers auch die Energieaufwendungen der gesamten Vorkette zu seiner Bereitstellung. Neben der Energie, die für die Gewinnung von Primärenergieträgern aufgewendet werden muss, werden auch die im Rahmen der Energieumwandlung auftretenden Verluste berücksichtigt. Die ökologische Bewertung über den KEA grenzt die Umweltauswirkungen auf den Ressourcenverbrauch an Energieträgern ein. Ein hoher Anteil an fossilen Energieträgern am KEA bedingt auch eine hohe spezifische Belastung mit fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen. In diesem Fall werden die Umweltauswirkungen im Bereich des Treibhauseffektes zumindest teilweise durch den KEA abgedeckt. In seiner Arbeit zur technisch-wirtschaftlichen und umweltgerechten Ausgestaltung von standort- und betriebsübergreifenden Entsorgungsnetzwerken hat Sasse (2000) die Umweltauswirkungen über den KEA abgebildet.

4.1.2. Material-Input pro Serviceeinheit (MIPS-Indikator)

Der MIPS-Indikator wurde am Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie entwickelt und beschreibt das Umweltbelastungspotenzial von Produkten oder Dienstleistungen über den aufgewendeten Materialeinsatz. Dieser setzt sich aus abiotischen und biotischen Rohstoffen, Bodenbewegungen, Wasser, Luft, Energieträgern und Grund-, Werk- und Baustoffen zusammen (Schmidt-Bleek, 1997). Der MIPS-Indikator ist somit als Maß für den Naturverbrauch konzipiert und lässt die mit dem Materialeinsatz verbundenen Emissionen außer Acht. Der MIPS-Indikator grenzt die Umweltauswirkungen auf den kumulierten Materialeinsatz ein („ökologischer Rucksack").

4.1.3. Konzept der Wirkungsindikatoren (CML-Methode)

Das Konzept der Wirkungsindikatoren wurde am Zentrum der Umweltwissenschaften an der Universität Leiden (Centrum voor Milieukunde) in Holland publiziert (CML-Methode). Die CML-Methode entspricht den Vorgaben der ISO-Normen 14040 (2006) und 14044 (2006). Jede Wirkungskategorie steht für eine spezielle Umweltauswirkung, beispielsweise Ressourcenverbrauch, Treibhauseffekt, Abbau der Ozonschicht, Versauerung, Eutrophierung, Photosmog (Sommersmog), Feinstaubbelastung, Ökotoxizität, Humantoxizität oder Naturraumbeanspruchung. Die Umweltauswirkungen in den einzelnen Wirkungskategorien werden über ein Charakterisierungsmodell quantifiziert und zu einem Wirkungsindikator zusammengefasst. Mit dem Charakterisierungsmodell werden die einzelnen Stoff- und Energiearten in einen quantitativen Zusammenhang zur Höhe der Umweltbelastung gestellt (Heijungs u. a., 1992).

Die Höhe der Umweltbelastungen in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt wird beispielsweise über das Charakterisierungsmodell „Global Warming Potential (GWP)" beschrieben und als Wirkungsindikator mit der Einheit „CO_2-Äquivalente" dargestellt. Im Bereich der energetischen Nutzung von Biomasse wurde diese Methode zur Beurteilung der Biogasnutzung aus nachwachsenden Rohstoffen und zur ökologischen Bewertung von Biokraftstoffen eingesetzt (z. B. Scholwin u. a., 2006; Reinhard u. a., 2006; Kerdoncuff, 2008; Gärtner u. a., 2008). Auch das Umweltbundesamt in Deutschland hat mehrere Ökobilanzstudien mit dieser Methode in Auftrag gegeben, so dass die CML-Methode auch unter dem Namen „UBA-Methode" bekannt ist (Umweltbundesamt, 2000).

4.1.4. Ökologische Knappheit (Umweltbelastungspunkte)

Bei der Methode der ökologischen Knappheit werden die bilanzierten Stoff- und Energieflüsse mit so genannten Ökofaktoren multipliziert. Diese Methode wurde von Müller-Wenk (1978) und Braunschweig (1982) entwickelt und wird unter anderem vom Bundesamt für Umwelt in der Schweiz angewendet. Die stoff- und energiespezifischen Ökofaktoren setzen sich aus dem Produkt der Faktoren Charakterisierung, Normierung und Gewichtung zusammen und weisen die Einheit Umweltbelastungspunkte je Jahr und Einheit des jeweiligen Flusses auf (Frischknecht u. a., 2008, S. 25ff).

Der Charakterisierungsfaktor entspricht dabei dem Charakterisierungsmodell innerhalb einer Wirkungskategorie für die einzelnen Schadstoffe oder Energieträger (vgl. CML-Methode). Die Normierung erfolgt über den jährlichen Gesamtfluss der jeweiligen Stoff- und Energieart in dem geographischen Bezugsraum der Ökobilanz. Die Gewichtung der bilanzierten Stoff- und Energieflüsse wird über das „distance to target“ Prinzip durchgeführt. Der aktuelle Materialfluss einer Region (z. B. Phosphat) wird auf den kritischen Fluss dieser Region bezogen. Die kritischen Flüsse sind dabei als maximal zulässige Flüsse oder Umweltziele zu definieren. Durch die Quadrierung des Gewichtungsfaktors wird eine Überschreitung der Umweltziele überproportional gewichtet, eine Unterschreitung entsprechend unterproportional. Mit dieser Form der Gewichtung können Emissionen in unterschiedlichen Regionen unterschiedlich stark berücksichtigt werden. So führen beispielsweise Phosphatemissionen in ein bereits stark mit Nährstoffen belastetes Gewässer zu einer höheren Gewichtung als die Emission der selben Phosphatmenge in eine weniger belastetes Gewässer mit einem geringeren aktuellen Materialfluss. Als Endergebnis der ökologischen Bewertung mit der Methode der ökologischen Knappheit ergibt sich eine Gesamtkennzahl mit der Einheit Umweltbelastungspunkte (Frischknecht u. a., 2008, S. 23–31).

4.1.5. Eco-Indicator 99

Ähnlich dem Vorgehen zur ökologischen Knappheit fasst auch die Methode Eco-Indicator 99 die unterschiedlichen Umweltauswirkungen zu einem Gesamtergebnis zusammen. Den Stoff- und Energieströmen der Sachbilanz werden dabei Wirkungsendpunkte der Umweltschädigung zugeordnet. Als Wirkungsendpunkte werden die menschliche Gesundheit, die Ökosystemqualität und der Ressourcenverbrauch betrach-

tet (Goedkoop u. Spriesma, 2001, S. 8). Um zu einem Gesamtergebnis zu gelangen, sind abschließend die Ergebnisse der einzelnen Wirkungsendpunkte zu gewichten. Die Gewichtungsfaktoren sind subjektiv und sollen die Einstellung einer Gruppe oder einer Gesellschaft repräsentieren. Die Standardgewichtungsfaktoren der Methode Eco-Indicator 99 wurden über eine Befragung von 82 Experten aus dem Bereich der Ökobilanzierung ermittelt. Danach werden die Wirkungsendpunkte menschliche Gesundheit und Ökosystemqualität mit je 40 % und der Wirkungsendpunkt Ressourcenverbrauch mit 20 % gewichtet (Goedkoop u. Spriesma, 2001, S. 91ff). Die Eco-Indicator 99 Methode wurde unter anderem in einer Studie aus der Schweiz zur ökologischen Bewertung von Biotreibstoffen, einschließlich der Berücksichtigung von Biomethan als Treibstoff, eingesetzt (Zah u. a., 2007). Auch Hartmann (2006) verwendete diese Methode zur Erstellung einer Ökobilanz von landwirtschaftlichen Biogasanlagen.

4.1.6. Ökoeffizienzanalyse (BASF)

Die Ökoeffizienzanalyse der BASF ist ein Instrument zur vergleichenden Bewertung alternativer Produkte. Dabei werden die Umweltbelastungen und Gesamtkosten der Produkte entlang ihrer Lebenswege dargestellt. Die Höhe der Umweltbelastungen wird im Rahmen einer Ökobilanz ermittelt und in einem zweistufigen Aggregationsverfahren als dimensionslose Umweltkennzahl, relativ zur mittleren Umweltbelastung aller betrachteten Alternativen dargestellt. In jedem Aggregationsschritt werden die Bewertungsergebnisse zunächst über eine lineare Skalentranskription in relative Ergebniswerte zwischen 0 und 1 überführt und anschließend gewichtet. Die Gewichtungsfaktoren setzen sich aus dem Produkt aus so genannten Gesellschaftsfaktoren, welche die subjektive Priorität der einzelnen Umweltwirkungskategorie repräsentieren, und so genannten Relevanzfaktoren zusammen. Die Relevanzfaktoren gewichten die Bewertungsergebnisse relativ zu den gesamten Umweltauswirkungen Deutschlands in dieser Wirkungskategorie und stellen somit eine objektive Größe nach dem „distance to target" Prinzip dar. In der abschließenden Darstellung wird der mittleren Umweltbelastung aller Produktalternativen der Wert 1 zugewiesen (Saling u. a., 2002).

Den Umweltauswirkungen werden als gleichberechtigte Dimension die Gesamtkosten der Produktlebenswege aus Verbrauchersicht gegenüber gestellt. Die Gesamtkosten setzen sich aus den Kosten für die Anschaffung, Nutzung und Entsorgung des Produktes

zusammen. Externe Kosten werden nicht berücksichtigt. Auch die Gesamtkosten werden abschließend relativ zu den mittleren Gesamtkosten aller Produktalternativen dargestellt (Saling u. a., 2002).

Die Dimension der sozialen Nachhaltigkeit wurde von Schmidt (2007) in die BASF Ökoeffizienzanalyse als dritte Dimension integriert. Die soziale Nachhaltigkeit wird dabei über eine Reihe von Indikatoren, beispielsweise die Arbeitsbedingungen der Arbeitnehmer (Löhne, Arbeitsunfälle, Kinderarbeit, Diskriminierung, u. a.) oder die gesellschaftlichen Auswirkungen (Arbeitsplätze, Teilzeitarbeit, Chancengleichheit, u. a.), abgebildet.

4.2. Stand der ökologischen Bewertung von Co-Vergärungsanlagen

Die energetische Nutzung von Biogas wurde bereits in zahlreichen Arbeiten und Studien ökologisch bewertet. Eine erste Arbeit zur ökologischen Bewertung von landwirtschaftlichen Biogasanlagen stammt aus der Schweiz (Edelmann u. a., 2001). Sie verwendet die in der Schweiz übliche Eco-Indicator 99 Methode und betont bereits die Relevanz der Methan- und Lachgasemissionen der Gülle- und Gärrestlagerung sowie die Ammoniakemissionen der Gülleausbringung auf das ökologische Gesamtergebnis. Die Eco-Indicator 99 Methode wird in einer weiteren Arbeit zur Ökobilanz einer landwirtschaftlichen Großanlage mit 1 MW elektrischer Leistung und einem Substratinput an Gülle, nachwachsenden Rohstoffen und Reststoffen aus der Kartoffelverarbeitung eingesetzt (Hartmann, 2006). In dieser Arbeit beeinflusst insbesondere der Flächenverbrauch des Maisanbaus das Gesamtergebnis.

Landwirtschaftliche Biogasanlagen kleinerer Leistung werden in der Studie von Scholwin u. a. (2006) mit Hilfe der CML-Methode ökologisch bewertet. Diese Methode wird meistens für Ökobilanzen in Deutschland eingesetzt, so auch in der Studie von Kaltschmitt u. a. (2005) für Biogasanlagen zur Aufbereitung von Biogas und Einspeisung in das Erdgasnetz. Die ökologische Bewertung wird in diesen beiden Studien anhand der Wirkungskategorien Primärenergieeinsatz, Treibhauseffekt, Versauerungspotenzial und Eutrophierung durchgeführt. In einer weiteren Studie werden zusätzlich zu den genannten Wirkungskategorien auch die Wirkungskategorien Ozonabbau, Photosmog und Humantoxizität für die ökologische Bewertung verschiedener Prozessketten der Biogas-

bereitstellung verwendet (Gärtner u. a., 2008). Die Studie von Vogt (2008) befasst sich hingegen nur mit den Treibhausgasbilanzen landwirtschaftlicher Biogasanlagen.

Die Vergärung von Bioabfällen wurde für die Schweiz im Vergleich zur Kompostierung oder Verbrennung mit der Methode Eco-Indicator 99 ökologisch bewertet (Edelmann u. Schleiss, 2001; Edelmann u. Engeli, 2005; Edelmann, 2007). Von diesen drei Formen der Bioabfallbehandlung zeigt die Vergärung aufgrund der energetischen Nutzung des Biogases und der geschlossenen Betriebsweise in einem Reaktor die geringsten Umweltbelastungen. In einer deutschen Studie zur ökologischen Bewertung der Bioabfallbehandlung (CML-Methode) wird auch die Co-Vergärung von Bioabfällen mit Gülle oder Klärschlamm als Variante betrachtet (Vogt u. a., 2002). In einem relativen Vergleich verschiedener Verfahren zur Behandlung von kommunalen Bioabfällen wird die Monovergärung als vorteilhafteste Variante identifiziert. Im Mittelfeld befinden sich die Co-Vergärung mit Gülle und die Kompostierung, die Co-Vergärung mit Klärschlamm wird als nachteiligste Variante eingestuft (Vogt u. a., 2002, S. 399–402). Maßgeblichen Einfluss auf diese Einschätzung hat neben den prozessbedingten Emissionen auch die Qualität der Kuppelprodukte Kompost und Gärrest. In Abhängigkeit der weitergehenden Nutzung der Kuppelprodukte fallen auch die damit verbunden Gutschriften unterschiedlich aus.

Zum Thema Klärschlammbehandlung liegen ebenfalls ökologische Bewertungen vor. Für die Schweiz wurde im Rahmen einer Ökobilanz mit der Methode Eco-Indicator 99 die Zertifizierung der Klärgasverstromung mit dem Label „naturemade star" untersucht (Ronchetti u. a., 2002). Im Gegensatz zu Deutschland ist in der Schweiz die Vergütung für Strom aus Klärgas der Vergütung für Strom aus Biogas gleichgestellt (Haberkern u. a., 2008, S. 88). Die ökologische Bewertung landwirtschaftlicher und thermischer Entsorgungswege für Klärschlamm in Deutschland zeigt, dass eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung nur noch für Klärschlämme mit hohen Phosphorgehalten und niedrigen Schadstoffgehalten zu empfehlen ist. Die Klärschlammverbrennung in Kohlekraftwerken weist eine höhere energetische Effizienz als in Müll- oder Klärschlammmonoverbrennungsanlagen auf (Knappe u. Fehrenbach, 2001; Fehrenbach, 2006). In den Feuerungsanlagen sind beim Einsatz von Klärschlamm Maßnahmen zur Minderung von Quecksilberemissionen zu treffen (Knappe u. Fehrenbach, 2001, S. 469) (Sasse, 2000).

Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse der ökologischen Bewertung wird durch den Einsatz von unterschiedlichen Methoden (CML-Methode und Eco-Indicator 99), die

Wahl von unterschiedlichen Bezugsgrößen (z. B. landwirtschaftlichen Nutzfläche, erzeugte Strommenge, erzeugte Biogasmenge oder behandelte Abfallmenge) und die unterschiedliche Abgrenzung der betrachteten Prozessketten erschwert. Aus diesem Grund werden die in den Abschnitten 3.3 bis 3.6 definierten Anlagentypen zur Co-Vergärung einer eigenständigen ökologischen Bewertung unterzogen. Soweit eine Vergleichbarkeit mit anderen Ökobilanzen möglich ist, werden die Ergebnisse der ökologischen Bewertung in den Kontext der bereits veröffentlichten Ökobilanzen eingeordnet.

4.3. Ökologische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen

Die ökologische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen beschränkt sich in dieser Arbeit auf ausgewählte Wirkungskategorien. Neben den Umweltauswirkungen in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Ressourcenverbrauch Energie, die in erster Linie zur Begründung für den Einsatz von Co-Vergärungsanlagen herangezogen werden, werden auch die Umweltauswirkungen in der Wirkungskategorie Versauerung untersucht. In Erweiterung der bisherigen Ansätze zur ökologischen Bewertung von Co-Vergärungsanlagen wird in dieser Arbeit auch der energetische Einsatz von Biomasse betrachtet.

Auf die Zusammenfassung der Umweltauswirkungen in den betrachteten Wirkungskategorien zu einem Gesamtergebnis mit Hilfe subjektiver Gewichtungsfaktoren, welche die Wichtigkeit und Bedeutung der einzelnen Wirkungskategorien widerspiegeln, wird in dieser Arbeit verzichtet. Die Umweltauswirkungen werden quantitativ in der Einheit der entsprechenden Wirkungsindikatoren ausgewertet und dargestellt. Diese Informationen würden bei einer Aggregation über die einzelnen Wirkungskategorien hinweg verloren gehen. Aus diesen Gründen wird die ökologische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen nach dem Konzept der CML-Methode für ausgewählte Wirkungskategorien in Anlehnung an das Verfahren zur Ökobilanzierung nach ISO 14040 und ISO 14044 durchgeführt (ISO, 2006b,a).

4.3.1. Ziel und Untersuchungsrahmen

Die ökologische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen dient zur quantitativen Erfassung der mit dem Betrieb der Anlagen verbundenen Umweltauswirkungen entlang der gesamten Prozesskette. Ein weiteres Ziel der ökologischen Bewertung ist die Ermittlung

spezifischer Umweltkennzahlen, die nachfolgend in das Modell zur Standortplanung integriert werden (vgl. Kapitel 6).

Der Untersuchungsrahmen zur ökologischen Bewertung von Co-Vergärungsanlagen entspricht den in Kapitel 3 festgelegten Systemgrenzen der Stoff- und Energiestrommodellierung. Die ökologische Bewertung baut somit auf den Sachbilanzergebnissen der ausgewählten Anlagentypen auf (Abschnitt 3.3.3 bis Abschnitt 3.6.3).

Die Ergebnisse der ökologischen Bewertung werden auf eine Bezugsgröße, die so genannte funktionelle Einheit, bezogen. Diese spiegelt den Nutzen oder die Leistung der Prozesskette wider (ISO, 2006a, S. 17). Im Fall der Bewertung einer Prozesskette zur Stromerzeugung kann die Leistung beispielsweise die Bereitstellung von einer Kilowattstunde Elektrizität, im Fall einer Prozesskette zur Abfallbehandlung die Behandlung von einer Tonne Abfall darstellen. Über den Bezug der Umweltauswirkungen auf die funktionelle Einheit können alternative Prozessketten miteinander verglichen werden. Zur ökologischen Bewertung von Co-Vergärungsanlagen wird als funktionelle Einheit die Nettoerzeugung von einer Kilowattstunde elektrischer Energie festgelegt. Die Nettostromerzeugung stellt dabei die generierte Bruttostrommenge abzüglich des Eigenstromverbrauchs der Co-Vergärungsanlage dar.

Wird bei der abgebildeten Prozesskette nur ein Produkt hergestellt, werden sämtliche Umweltauswirkungen auf die Herstellung dieses Produktes bezogen. Ist die Herstellung des Hauptproduktes jedoch mit dem Anfall von Kuppelprodukten verbunden, müssen diese mit einem geeigneten Verfahren berücksichtigt werden (ISO, 2006a, S. 28–32). Die Kuppelprodukte können dabei über Gutschriften oder mit Hilfe von Allokationsvorschriften in die ökologische Bewertung einbezogen werden.

Bei der Gutschriften-Methode wird die Höhe der Gutschriften mit Hilfe von so genannten Äquivalenzprozessen bestimmt. Ein Äquivalenzprozess wird dabei als Prozesskette zur Herstellung eines typischen Alternativproduktes für das entsprechende Kuppelprodukt definiert. Im Fall von Überschusswärme bei der Stromerzeugung kann als Äquivalenzprozess beispielsweise die Wärmebereitstellung über einen erdgasbefeuerten Heizkessel, aber auch über eine solarthermische Anlage definiert werden. Mit der Nutzung des Kuppelproduktes werden die Umweltauswirkungen des Äquivalenzprozesses vermieden und der Prozesskette zur Herstellung des Hauptproduktes gutgeschrieben. Der Auswahl des Äquivalenzprozesses kommt bei dieser Methode eine besondere Bedeutung zu. Übersteigt die Höhe der Gutschriften für die Nutzung der Kuppelprodukte

die Umweltauswirkungen des Hauptproduktes, sind rein rechnerisch negative spezifische Umweltauswirkungen auszuweisen.

Bei der Allokationsmethode werden die Kuppelprodukte über eine Allokationsvorschrift mit einem Teil der Umweltauswirkungen der betrachteten Prozesskette belegt (ISO, 2006a, S. 28–32). Dadurch verringert sich die spezifische Umweltbelastung des Hauptproduktes. Im Gegensatz zur Gutschriftenmethode können mit der Berücksichtigung von Kuppelprodukten über die Allokationsmethode keine negativen Umweltauswirkungen resultieren.

Eine verursachungsgerechte Zuordnung der bilanzierten Emissionen und Stoff- und Energieverbräuche zu den einzelnen Produkten ist mit den üblichen Allokationsvorschriften (z. B. Energiegehalt, Masse oder monetärer Wert der Produkte) meistens nicht möglich. Dies trifft auch auf die Prozessketten zur Co-Vergärung und die Produkte Strom, Wärme und Gärrest zu. Aus diesem Grund werden die Kuppelprodukte Wärme und Gärrest über Gutschriften in die ökologische Bewertung einbezogen. Die Höhe der Gutschriften wird über einen Äquivalenzprozess bestimmt, der alternativ zur Nutzung der Kuppelprodukte eingesetzt würde. Die Gutschriftenmethode wird auch in anderen Ökobilanzen zur Stromerzeugung aus Biogas verwendet (Scholwin u. a., 2006; Gärtner u. a., 2008).

Typische Prozesse zur Wärmenutzung in Gebäuden sind die Wärmebereitstellung mit erdgas- oder erdölbefeuerten Heizkesseln. Als Äquivalenzprozess zur Nutzung des Kuppelproduktes Wärme wird als konservative Abschätzung die schadstoffärmere Erdgasheizung ausgewählt. Die Alternative zur stofflichen Gärrestnutzung ist der Einsatz von Mineraldüngern. Die Produktion von stickstoff-, phosphor- und kaliumhaltigen Mineraldüngern stellen die Äquivalenzprozesse der stofflichen Gärrestnutzung dar. Die thermische Gärrestnutzung wird über die Mitverbrennung der Gärreste in einem Steinkohlekraftwerk abgebildet. Die Verbrennung des fossilen Brennstoffs Steinkohle in einer Großfeuerungsanlage wird als Äquivalenzprozess der thermischen Gärrestnutzung definiert (vgl. Abschnitt 3.3.2 und Abschnitt 3.6.2).

4.3.2. Erstellung der Sachbilanz

Zur Erstellung der Sachbilanz sind zunächst für alle Module der zu untersuchenden Prozesskette die Input-/Outputbeziehungen der Stoff- und Energieströme zu bestimmen. Die

Umwandlungsvorschriften der Stoff- und Energieströme werden mittels Berechnungsvorschriften, wie beispielsweise stöchiometrischen Reaktionsgleichungen oder Emissionsfaktoren, sowie auf Basis von technischen Spezifikationen erstellt. Die verwendeten Emissionsfaktoren basieren auf Messungen, Berechnungen oder auch Schätzungen. Die Prozesskette liegt abschließend als vollständig spezifiziertes Stoff- und Energiestromnetz vor. Dieses Stoff- und Energiestromnetz wird dann, ausgehend von festgelegten Input- oder Outputflüssen, berechnet. Das Ergebnis dieser Simulation sind die entlang der Systemgrenzen fließenden Stoff- und Energieströme, die als Input-/Outputbilanz (Sachbilanz) dargestellt werden.

Die Stoff- und Energiestrommodellierung und die Erstellung der Sachbilanzen für die einzelnen Anlagentypen zur Co-Vergärung ist detailliert in Kapitel 3 beschrieben.

4.3.3. Durchführung der Wirkungsabschätzung

Nach dem Konzept der Wirkungskategorien (CML-Methode) werden die in der Sachbilanz ausgewiesenen Stoff- und Energieströme zunächst den ausgewählten Wirkungskategorien zugeordnet (Klassifizierung) und dann im Rahmen der Charakterisierung in ein Wirkungsindikatorergebnis überführt. Zur ökologischen Bewertung der Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen werden die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung, Ressourcenverbrauch Energie und Ressourcenverbrauch Biomasse ausgewählt. Die Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Ressourcenverbrauch Energie sind Gegenstand aktueller Bemühungen und Diskussionen in der nationalen und internationalen Umweltpolitik[1]. Die Wirkungskategorie Versauerung erfasst mit Stickstoffoxiden, Ammoniak und Schwefeldioxid weitere klassische Luftschadstoffe, deren Reduktion ebenfalls ein aktuelles Ziel der Umweltpolitik[2] ist. Mit der Wirkungskategorie Ressourcenverbrauch Biomasse wird die Effizienz der energetischen Biomassenutzung abgebildet. Durch die zunehmende Konkurrenz unterschiedlicher Biomassenutzungsformen um den Rohstoff Biomasse kommt diesem Aspekt zukünftig ebenfalls eine größere Bedeutung zu.

Die Schadstoffe Stickstoffoxid und Ammoniak werden auch der Wirkungskategorie terrestrische Eutrophierung zugeordnet. Die Ergebnisse in der Wirkungskategorie terrestrische Eutrophierung und in der Wirkungskategorie Versauerung sind daher häu-

[1] z. B. Kyoto-Protokoll und Klimaprogramm der Bundesregierung

[2] z. B. NEC-Richtlinie

fig miteinander vergleichbar (z. B. in Scholwin u. a., 2006, S. 73). Aus diesem Grund wird in dieser Arbeit nicht auf die Wirkungskategorie Eutrophierung eingegangen. Die Wirkungskategorien Feinstaubbelastung, Ozonabbau, Sommersmog, Ökotoxizität und Humantoxizität treten im Zusammenhang mit Co-Vergärungsanlagen nicht dominant in Erscheinung, so dass auf die Berücksichtigung dieser Wirkungskategorien ebenfalls verzichtet wird. Der Flächenverbrauch korreliert in den ausgewählten Anlagentypen direkt mit der eingesetzten Silomaismenge, so dass die Betrachtung in einer separaten Wirkungskategorie nicht notwendig ist.

Die ausgewählten Wirkungskategorien zur ökologischen Bewertung von Co-Vergärungsanlagen werden nachfolgend detailliert beschrieben.

Wirkungskategorie Treibhauseffekt

Der anthropogen bedingte Treibhauseffekt stellt derzeit eines der Kernthemen nationaler und internationaler Umweltpolitik dar. Von verschiedenen Akteuren werden auf unterschiedlichen Ebenen Anstrengungen zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen unternommen. Die Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen von 1992 (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) wurde mit dem Ziel, die Konzentration an Treibhausgasen in der Atmosphäre zu stabilisieren und damit das Klimasystem nicht weiter negativ zu beeinflussen, verabschiedet (UNFCC, 1992). Mit dem innerhalb der Klimarahmenkonvention vereinbarten Kyoto-Protokoll von 1997 verpflichten sich die Vertragsparteien, ihre Treibhausgasemissionen im Zeitraum von 2008 bis 2012 um mindestens 5 % unter das Niveau von 1990 zu senken (Kyotoprotokoll, 1997, §3). Die Europäische Union verpflichtet sich, ihre Treibhausgasemissionen um mindestens 8 % zu reduzieren, Deutschland muss seine Treibhausgasemissionen um mindestens 21 % senken (Umweltbundesamt, 2003, S. 36). Der nationale Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar weist für das Jahr 2006 Emissionen in Höhe von rund $843 \cdot 10^6$ t CO_2-Äquivalenten aus (Umweltbundesamt, 2008, S. 44). Bezogen auf das Basisjahr 1990 hat Deutschland damit eine Reduzierung seiner Treibhausgasemissionen um 18,4 % erreicht (Umweltbundesamt, 2008, S. 42). Das Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung (Merseburger Programm) nennt neben der Förderung der Kraft-Wärme-Kopplung und dem Ausbau der Erneuerbaren Energien im Strom- und Wärmebereich auch die Förderung der Biogaseinspeisung in das Erdgas-

netz als Maßnahme zur Erreichung der deutschen Klimaschutzziele (Klimaprogramm der Bundesregierung, 2007).

Die Charakterisierung der Treibhausgase erfolgt in Anlehnung an das Vorgehen des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)[3]. Treibhausgase können in der Troposphäre von der Erdoberfläche reflektierte Infrarotstrahlung absorbieren und als diffuse Strahlung wieder abgeben. Diese Eigenschaft wird als Strahlungseffizienz in der Einheit $W/(m^2\,ppb)$ angegeben. Das Charakterisierungsmodell Global Warming Potential (GWP) berücksichtigt diese Eigenschaft auf einem Zeithorizont von 100 Jahren. Kohlendioxid bildet die Leitsubstanz in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt, so dass der Wirkungsindikator in der Einheit CO_2-Äquivalenten angegeben wird (Solomon u. a., 2007).

Neben Kohlenstoffdioxid zählen insbesondere Methan und Lachgas zu den relevanten Treibhausgasen. Darüber hinaus weisen auch Schwefelhexafluorid sowie die Gruppe der wasserstoffhaltigen Fluorkohlenwasserstoffe[4] und der perfluorierten Kohlenwasserstoffe[5] ein spezifisches Treibhausgaspotenzial auf. Sie werden aufgrund ihrer geringen Relevanz entlang der Prozesskette zur Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen nicht berücksichtigt.

Von besonderer Bedeutung ist die unterschiedliche Bewertung von Kohlenstoffdioxid fossilen Ursprungs und biogenen Ursprungs. Während bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen zusätzliches Kohlenstoffdioxid in den globalen Kohlenstoffkreislauf eingespeist wird, wurde das bei der Verbrennung von Biomasse frei werdende Kohlenstoffdioxid zuvor über die Photosynthese gebunden und der Atmosphäre entzogen. Unter der Annahme, dass die bei der Verbrennung von Biomasse frei werdenden Kohlenstoffdioxidemissionen anschließend wieder zum Aufbau von Biomasse beitragen, wird dieses Kohlenstoffdioxid im Kreislauf geführt und reichert sich somit nicht in der Atmosphäre an. Die Charakterisierungsfaktoren der berücksichtigten Treibhausgase zeigt Tabelle 4.1.

Das spezifische Treibhausgaspotenzial der Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen wird über das Treibhausgaspotenzial der gesamten Prozesskette (Charakterisierungsfak-

[3]Das IPCC ist ein zwischenstaatlicher Ausschuss der World Meteorological Organization (WMO) und des United Nations Environment Programme (UNEP) zur Zusammenführung und Diskussion wissenschaftlicher Erkenntnisse zum Klimawandel.

[4]Hydrofluorocarbons (HFC)

[5]Perfluorocarbons (PFC)

Tab. 4.1.: Charakterisierungsfaktoren für die berücksichtigten Luftschadstoffe in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Versauerung (Solomon u. a., 2007; Heijungs u. a., 1992)

Schadstoff	Treibhauseffekt (GWP)	Schadstoff	Versauerung (AP)
CO_2, fossil	1	SO_2	1
CO_2, biogen	0	NO_x	0,7
CH_4	21	NH_3	1,88
N_2O	310		

Legende: GWP = Global Warming Potential, AP = Acidification Potential

toren nach Solomon u. a. (2007)) und der erzeugten Nettostrommenge als funktionelle Einheit bestimmt (Gleichung [4.1]).

$$\text{spez. Treibhausgaspotenzial} = \frac{\sum GWP_i \cdot (e_i - g_i)}{NSM} \qquad [4.1]$$

GWP Global Warming Potential (kg CO_2-Äq./kg)
i Schadstoff
e Emission (kg/a)
g Gutschrift (kg/a)
NSM Nettostrommenge (MWh/a)

Wirkungskategorie Versauerung

Die Wirkungskategorie Versauerung fasst Emissionen zusammen, die als Säuren oder Säurebildner zu einer Erhöhung der H^+-Konzentration in Niederschlägen und Böden beitragen. Durch die Absenkung des pH-Wertes kann es im Boden beispielsweise zu einer Auswaschung von Nährstoffen und zu einer Schädigung von Pflanzen kommen (Schachtschabel u. a., 1998). Die versauernden Schadstoffe Schwefeldioxid, Ammoniak, Stickstoffoxide, Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) werden über deren Versauerungspotenzial (Acidification Potential, AP) relativ zur Leitsubstanz Schwefeldioxid charakterisiert. Das Versauerungspotenzial wird in SO_2-Äquivalenten angegeben und stellt näherungsweise das Potenzial der Einzelschadstoffe zur Freisetzung von H^+-Ionen dar (Heijungs u. a., 1992, S. 45 u. 86).

Sowohl das 8. Protokoll zum Genfer Luftreinhalteabkommen (Göteborg Protokoll) als auch die NEC-Richtlinie[6] der Europäischen Union legen nationale Emissionshöchstmengen[7] ab dem Jahr 2010 für die Luftschadstoffe Schwefeldioxid, Stickstoffoxide, Ammoniak und flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC[8]) fest. Nach der Referenzprognose des Umweltbundesamtes kann Deutschland die geforderten Emissionshöchstmengen für Schwefeldioxid und NMVOC einhalten, nicht aber für Ammoniak und Stickstoffoxide (Umweltbundesamt, 2007a, S. 12–16). Die Kompostierung und Vergärung biologischer Abfälle sowie die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung tragen zu etwa 10 % der nationalen Ammoniakemissionen bei, so dass der Wirkungskategorie Versauerung auch aus diesem Grund eine besondere Bedeutung zukommt (Lahl, 2007).

Die Einzelschadstoffe Chlorwasserstoff und Fluorwasserstoff werden aufgrund ihrer geringen Relevanz entlang der Prozesskette zur Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen nicht betrachtet. Die Charakterisierungsfaktoren der berücksichtigten versauernden Schadstoffe sind in Tabelle 4.1 aufgeführt.

Das spezifische Versauerungspotenzial bildet den Wirkungsindikator in der Wirkungskategorie Versauerung. Das mit den Charakterisierungsfaktoren nach Heijungs u. a. (1992) bestimmte Versauerungspotenzial wird auf die erzeugte Nettostrommenge als funktionelle Einheit bezogen (Gleichung [4.2]).

$$\text{spez. Versauerungspotenzial} = \frac{\sum AP_i \cdot (e_i - g_i)}{NSM} \qquad [4.2]$$

AP	Acidification Potential (kg SO_2-Äq./kg)
i	Schadstoff
e	Emission (kg/a)
g	Gutschrift (kg/a)
NSM	Nettostrommenge (MWh/a)

[6]Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe

[7]National Emission Ceilings (NECs)

[8]None Methane Volatile Organic Compounds

Wirkungskategorie Ressourcenverbrauch Energie

Der stetig zunehmende Energiebedarf und die Abhängigkeit von fossilen Brennstoffen zur Energiebereitstellung verdeutlichen die Relevanz der Wirkungskategorie Ressourcenverbrauch Energie (z. B. Statistisches Bundesamt, 2008).

Der kumulierte Energieaufwand stellt den üblichen Wirkungsindikator in dieser Wirkungskategorie dar. Er repräsentiert den Primärenergieeinsatz, der über den Verbrauch von Endenergieträgern[9] entlang der gesamten Prozesskette aufgewendet wird. Primärenergie ist dabei der Energiegehalt von Energieträgern, die noch keiner Umwandlung unterworfen wurden, wie beispielsweise Erdgas oder Steinkohle (Primärenergieträger).

Zur Bestimmung des kumulierten Primärenergieverbrauchs müssen die verbrauchten Endenergieträger in die aufgewendete Primärenergie umgerechnet werden. Die Umrechnungsfaktoren berücksichtigen dabei die gesamte Vorkette zur Bereitstellung der Endenergieträger, einschließlich technologiespezifischer Wirkungsgrade und Verluste bei der Energieumwandlung. Die mit dem Einsatz von Biomasse zugeführte Primärenergie wird in der Wirkungskategorie Ressourcenverbrauch Energie nicht berücksichtigt und statt dessen in einer eigenen Wirkungskategorie abgebildet.

Der spezifische kumulierte Energieaufwand zur Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen wird in diesem Fall über den Verbrauch an Endenergieträgern als kumulierter Primärenergieaufwand bestimmt (Gleichung [4.3]).

$$\text{spez. KEA} = \frac{\sum PEF_{ee} \cdot (v_{ee} - g_{ee})}{NSM} \qquad [4.3]$$

PEF	Primärenergiefaktor
ee	Endenergieträger
v	Verbrauch (MWh/a)
g	Gutschrift (MWh/a)
NSM	Nettostrommenge (MWh/a)

Wirkungskategorie Ressourcenverbrauch Biomasse

Mit den zunehmenden Einsatzfeldern der energetischen Biomassenutzung nimmt auch der Bedarf an Biomasse und die Konkurrenz um deren Beschaffung zu (vgl. Ab-

[9] Energieträger, die Endverbraucher zur weiteren Nutzung beziehen (z. B. Dieselkraftstoff oder Strom).

schnitt 2.5). Mit der Wirkungskategorie Ressourcenverbrauch Biomasse soll daher die Effizienz der energetischen Biomassenutzung abgebildet werden. Als Wirkungsindikator wird der $\text{KEA}_{\text{Biomasse}}$ definiert, der den Energiegehalt der eingesetzten Biomasse im Verhältnis zur Erzeugung des Endenergieträgers Strom (funktionelle Einheit) darstellt. Der Energiegehalt der Biomasse wird dabei über den Gehalt an organischer Trockensubstanz und einem unteren Heizwert von 18 MJ/kg oTS bestimmt (Gleichung [4.4]) (Leible u. a., 2003, S. 48).

$$\text{spez. KEA}_{\text{Biomasse}} = \frac{\sum v_b \cdot c_b}{NSM} \qquad [4.4]$$

v_b	Verbrauch Biomasse (t/a)
b	Biomasseart
c_b	Energiegehalt Biomasse (MWh/t)
NSM	Nettostrommenge (MWh/a)

4.3.4. Auswertung

Die spezifischen Umweltauswirkungen der Anlagentypen zur Co-Vergärung werden zunächst für jede Wirkungskategorie einzeln betrachtet und diskutiert. Die Sensitivität ausgewählter Einflussparameter auf die spezifischen Umweltauswirkungen wird mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen bestimmt. Für relevante und sensitive Einflussparameter werden des Weiteren Maßnahmen zur Reduzierung der Umweltauswirkungen abgeleitet. Abschließend werden die Einzelergebnisse in einer Gesamtbetrachtung zu einer ökologischen Gesamtbewertung zusammengefasst.

4.4. Ergebnisse der ökologischen Bewertung

Die Ergebnisse der ökologischen Bewertung in den einzelnen Wirkungskategorien werden in Abschnitt 4.4.1 bis Abschnitt 4.4.4 dargestellt und erläutert. Neben den prozessbedingten Umweltauswirkungen, die sich aus den Umweltauswirkungen der einzelnen Prozessschritte zusammensetzen, sind auch die Gutschriften für die Nutzung der Kuppelprodukte Wärme und Gärrest sowie für den Einsatz von Gülle aufgeführt. Die Sensitivität ausgewählter Parameter wird in Abschnitt 4.4.5 im Rahmen einer Sensitivitäts-

analyse dargestellt. Eine zusammenfassende Darstellung der ökologischen Bewertung gibt Abschnitt 4.5.

4.4.1. Umweltauswirkungen in der Kategorie Treibhauseffekt

Die prozessbedingten Umweltauswirkungen der landwirtschaftlichen Anlagentypen summieren sich in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt auf 190 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 1) und 230 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 2) (Abbildung 4.1). Die Treibhausgasemissionen werden dabei in erster Linie von dem Anbau von Silomais und von der Gärrestlagerung verursacht. Bei Anlagentyp 1 gehen 65 % der Treibhausgasemissionen auf die Vorkette zum Silomaisanbau und 25 % auf die Gärrestlagerung zurück. Aufgrund des höheren Maissilageanteils in der Substratmischung werden bei Anlagentyp 2 vom Silomaisanbau 75 % (170 g CO_2-Äq./kWh) und von der Gärrestlagerung 20 % (45 g CO_2-Äq./kWh) der Treibhausgasemissionen verursacht.

Maßgeblichen Anteil an den spezifischen Treibhausgasemissionen des Silomaisanbaus haben die mit der Stickstoffdüngung verbundenen Emissionen. Die Lachgas- und Kohlenstoffdioxidemissionen der Vorkette zur Bereitstellung der Stickstoffmineraldünger tragen zu 40 %, die Lachgasemissionen aus der Stickstoffumsetzung im Boden zu 32% und die fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen der Feldarbeit zu 12 % der Treibhausgasemissionen des Silomaisanbaus bei. Der Anteil der Gärrestlagerung am Treibhauseffekt wird ausschließlich von der Höhe der freigesetzten Methanemissionen beeinflusst.

Die Prozessschritte Maisanbau (Stickstoffdüngung) und Gärrestlagerung werden auch in anderen Ökobilanzen als relevante Einflussgrößen in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt identifiziert. Bei der Monovergärung von Maissilage wird der spezifische Beitrag des Maisanbaus mit 175 g CO_2-Äq./kWh bis 200 g CO_2-Äq./kWh angegeben (Vogt, 2008, S. 11) (Scholwin u. a., 2006, S. 46). Bei unterstellten Methanverlusten im Gärrestlager von 2,5 % werden beispielsweise spezifische Treibhausgasemissionen von 135 g CO_2-Äq./kWh ausgewiesen (Vogt, 2008, S. 11).

Die Höhe der Gutschriften in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt variiert je nach Gülleanteil in der Substratmischung, erzieltem Wärmeüberschuss und der Art der Gärrestverwertung. Bei Anlagentyp 1 können 300 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung

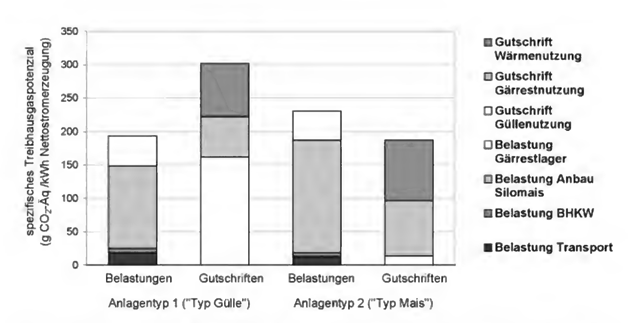


Abb. 4.1.: Prozessbedingte Umweltbelastungen und Gutschriften der landwirtschaftlichen Anlagentypen in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt

gutgeschrieben werden. Die Gutschrift für vermiedene Methanemissionen aus der offenen Güllelagerung trägt aufgrund des Rindergülleanteils von 80 % an der Substratmischung zu 55 % der Gesamtgutschriften bei. Weitere 25 % sind der Wärmenutzung, die restlichen 20 % der stofflichen Gärrestnutzung zuzuschreiben.

Bei Anlagentyp 2 lassen sich jeweils rund 45 % (80 g CO_2-Äq./kWh) der treibhausgasspezifischen Gutschriften auf die stoffliche Gärrestnutzung sowie die Wärmenutzung zurückführen. Insgesamt erreicht Anlagentyp 2 Gutschriften in Höhe von 180 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung. Die ermittelte Wärmegutschrift in Höhe von 80 g CO_2-Äq./kWh wird auch von Vogt (2008, S. 11) bei der Maismonovergärung und einer unterstellten Wärmenutzung von 20 % ausgewiesen.

Aufgrund des fehlenden Maissilageanteils im Substratinput fällt der prozessbedingte Beitrag zum Treibhauseffekt der abfallwirtschaftlichen Anlagentypen mit 80 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 3) und 35 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 4) im Vergleich zu den landwirtschaftlichen Anlagentypen geringer aus (Abbildung 4.2). Die Methanemissionen der Gärrestlagerung nehmen bei Anlagentyp 3 aus diesem Grund mit 62 % einen relativ starken Anteil an dem spezifischen Treibhaugaspotenzial ein. Die fossil bedingten Kohlendioxidemissionen der Transportprozesse tragen zu weiteren 30 % des spezifischen Treibhausgaspotenzials bei.

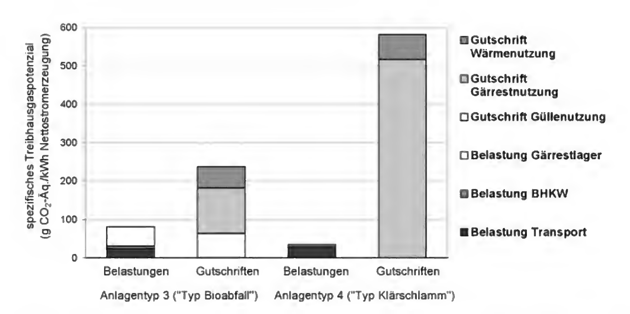


Abb. 4.2.: Prozessbedingte Umweltbelastungen und Gutschriften der abfallwirtschaftlichen Anlagentypen in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt

Bei Anlagentyp 4 treten aufgrund der Gärrestentwässerung keine lagerungsbedingten Methanemissionen auf, so dass die Treibhausgasemissionen zu 80 % von den fossil bedingten Kohlenstoffdioxidemissionen der Transportprozesse bestimmt werden. Trotz der im Vergleich zu Anlagentyp 3 höheren Transportentfernungen steigen bei Anlagentyp 4 die spezifischen Treibhausgasemissionen des Transports aufgrund der höheren Energiedichte der Substrate und des Gärrestes nur unwesentlich an.

Bei Anlagentyp 3 werden 230 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung gutgeschrieben. Aufgrund des Nährstoffeintrages über das Substrat Bioabfall dominiert die stoffliche Gärrestverwertung mit 50 % die Höhe der Gesamtgutschrift. Für Gülle wird kein Nährstoffeintrag innerhalb der Systemgrenzen der Co-Vergärung bilanziert, da der Nährstoffgehalt in der Gülle dem System der Viehhaltung zugeordnet wird (vgl. Abschnitt 3.2.4). Die Güllenutzung trägt bei Anlagentyp 3 zu knapp 30 % der Treibhausgasgutschriften bei, die Wärmenutzung zu weiteren 20 %. Bei Anlagentyp 3 fällt die Höhe der Wärmenutzung aufgrund der zur Hygienisierung erforderlichen thermophilen Betriebsweise und des damit verbundenen höheren Eigenwärmebedarfs geringer aus.

Die Gutschrift für die Vermeidung fossil bedingter Kohlenstoffdioxidemissionen bei der thermischen Gärrestverwertung in einer Großfeuerungsanlage bestimmt bei Anlagentyp 4 das Ergebnis. Sie ist für 90 % der Treibhausgasgutschriften verantwortlich,

während die Wärmenutzung nur zu 10 % der Treibhausgasgutschriften beiträgt. Die spezifischen Treibhausgasgutschriften sind mit 570 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung bei Anlagentyp 4 deutlich höher als bei den Anlagentypen 1 bis 3.

Die Gutschriften übersteigen bei den Anlagentypen 1, 3 und 4 die prozessbedingten Umweltauswirkungen. In Summe weist Anlagentyp 1 ein spezifisches Treibhausgaspotenzial von -100 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung, Anlagentyp 2 von 50 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung, Anlagentyp 3 von -150 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung und Anlagentyp 4 von -540 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung auf. Die Stromerzeugung in einem erdgasbetriebenen GuD-Kraftwerk[10] oder einem Steinkohlekraftwerk[11] ist dem gegenüber mit einem spezifischen Treibhausgaspotenzial von rund 440 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung beziehungsweise 1 000 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung verbunden (Probas, 2008f,k). Die Stromerzeugung aus der Verbrennung von Altholz oder Holzhackschnitzeln in einem Dampfturbinenkraftwerk[12] weist ein spezifisches Treibhausgaspotenzial von etwa 20 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung auf (Probas, 2008j,h).

Im Vergleich zur Stromerzeugung mit fossilen Brennstoffen zeigt die Stromerzeugung in den betrachteten Anlagentypen zur Co-Vergärung ein deutlich geringeres spezifisches Treibhausgaspotenzial und leistet somit einen Beitrag zur Reduzierung der mit der Stromerzeugung verbundenen Treibhausgasemissionen.

4.4.2. Umweltauswirkungen in der Kategorie Versauerung

Die prozessbedingten versauernden Emissionen belaufen sich bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen auf rund 1 500 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 1) bis 1 600 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 2). Die Stickstoffoxid- und Schwefeldioxidemissionen des BHKW sowie die Ammoniakemissionen des Silomaisanbaus sind dabei die dominierenden Einflussfaktoren. Bei Anlagentyp 1 gehen 55 % der versauernden Emissionen auf das BHKW und knapp 40 % auf den Anbau von Silomais zurück. Die restlichen 5 % entfallen auf die Stickstoffoxidemissionen des Transports (Abbildung 4.3).

[10]Gas- und Dampfturbinenkraftwerk, elektrischer Wirkungsgrad 55%, elektrische Leistung 450 MW
[11]Elektrischer Wirkungsgrad 40%, elektrische Leistung 700 MW
[12]Elektrischer Wirkungsgrad 24 % bis 29 %, elektrische Leistung 10 MW bis 20 MW

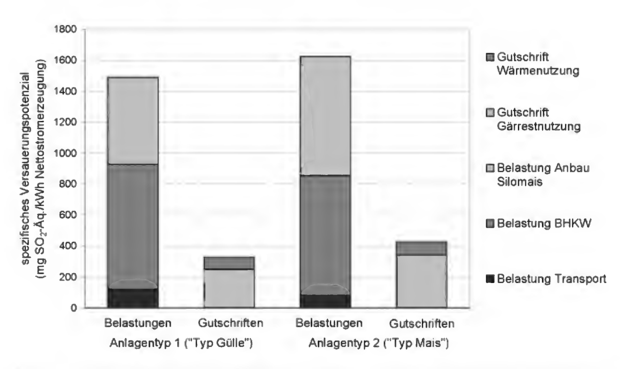


Abb. 4.3.: Prozessbedingte Umweltbelastungen und Gutschriften der landwirtschaftlichen Anlagentypen in der Wirkungskategorie Versauerung

Bei Anlagentyp 2 stammen jeweils knapp 50 % der versauernden Gesamtemissionen aus den Abgasen des BHKW sowie dem Anbau von Silomais. Die Transportprozesse tragen nur unwesentlich zum Gesamtergebnis bei. Die versauernden Emissionen des BHKW sind dabei zu 65 % auf die Stickstoffoxidemissionen und zu 35 % auf die Schwefeldioxidemissionen zurückzuführen.

Die abfallwirtschaftlichen Anlagentypen weisen prozessbedingte versauernde Emissionen in Höhe von 1 000 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 3) und 1 100 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 4) auf. Die versauernden Emissionen des BHKW bestimmen mit einem Anteil von 85 % an den prozessbedingten Gesamtemissionen das Ergebnis, die restlichen 15 % werden von den Transportprozessen verursacht (Abbildung 4.4).

In der Wirkungskategorie Versauerung werden nur im Rahmen der stofflichen Gärrestverwertung und der Wärmenutzung Gutschriften erzielt. Die vermiedenen Emissionen der Güllenutzung (Methan) und der thermischen Gärrestverwertung (Kohlenstoffdioxid) wirken sich nicht auf das Versauerungspotenzial aus.

Die Anlagentypen mit stofflicher Gärrestverwertung weisen Gutschriften in Höhe von 320 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 1) bis 540 mg SO_2-Äq./kWh

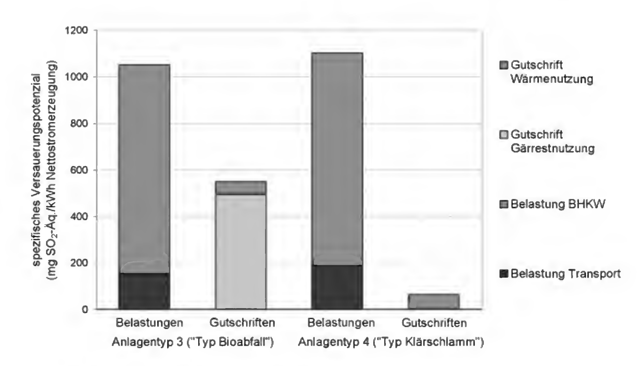


Abb. 4.4.: Prozessbedingte Umweltbelastungen und Gutschriften der landwirtschaftlichen Anlagentypen in der Wirkungskategorie Versauerung

Nettostromerzeugung (Anlagentyp 3) auf. Bei den Anlagentypen 1 bis 3 ist der Hauptanteil der Gutschriften in der Wirkungskategorie Versauerung auf die stoffliche Gärrestverwertung zurückzuführen (80 % bis 90 %). Die restlichen 10 % bis 20 % entfallen auf die Wärmenutzung. Bei Anlagentyp 4 geht die Gutschrift in Höhe von 60 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung ausschließlich auf die Wärmenutzung zurück.

Die Gutschriften für die Nutzung von Kuppelprodukten können in der Wirkungskategorie Versauerung das prozessbedingte Versauerungspotenzial nicht ausgleichen. In der Summe ergibt sich für die Anlagentypen 1 und 2 ein spezifisches Versauerungspotenzial von 1 200 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung, für Anlagentyp 3 von 500 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung und für Anlagentyp 4 von 1 000 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung.

Die Stromerzeugung in dem zuvor beschriebenen erdgasbetriebenen GuD-Kraftwerk zeigt im Vergleich dazu nur ein spezifisches Versauerungspotenzial von 540 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung (Probas, 2008f). In dem 700 MW Steinkohlekraftwerk beträgt das spezifische Versauerungspotenzial 1 150 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung und in den holzbefeuerten Biomassekraftwerken je nach Rauchgasreinigung

650 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung bis 2 000 mg SO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung (Probas, 2008k,h,j,i).

Aufgrund der Stickstoffoxid- und Schwefeldioxidemissionen des BHKW sowie der Ammoniakemissionen des Silomaisanbaus weisen die untersuchten Anlagentypen zur Co-Vergärung im Vergleich zur Stromerzeugung in einem GuD-Kraftwerk ein höheres spezifisches Versauerungspotenzial auf. Das spezifische Versauerungspotenzial der Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen ist mit dem spezifischen Versauerungspotenzial der Stromerzeugung in einem Steinkohlekraftwerk vergleichbar.

4.4.3. Umweltauswirkungen in der Kategorie Ressourcenverbrauch Energie

Der prozessbedingte kumulierte Primärenergieaufwand setzt sich aus dem Dieselkraftstoffverbrauch der Transportprozesse und der Feldarbeit für den Silomaisanbau, der dazugehörigen Vorkette der Dieselkraftstoffbereitstellung sowie der Vorkette zur Bereitstellung von Mineraldüngern zusammen. In der Summe weisen die landwirtschaftlichen Anlagentypen einen spezifischen prozessbedingten KEA in Höhe von 0,29 kWh/kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 1) und 0,36 kWh/kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 2) auf (Abbildung 4.5).

Der Anbau von Silomais bestimmt bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen zu 80 % (Anlagentyp 1) und 90 % (Anlagentyp 2) die Höhe des kumulierten Primärenergieaufwandes. Etwa 75 % dieses KEA gehen auf die Bereitstellung von Mineraldüngern, die restlichen 25 % auf den Dieselverbrauch im Rahmen der Feldarbeit zurück.

Der prozessbedingte kumulierte Primärenergieeinsatz setzt sich bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen ausschließlich aus dem Dieselkraftstoffverbrauch für Transportprozesse und dessen Vorkette zusammen. Der spezifische KEA von Anlagentyp 3 und 4 beträgt rund 0,1 kWh/kWh Nettostromerzeugung (Abbildung 4.6).

Gutschriften werden in der Wirkungskategorie Ressourcenverbrauch Energie sowohl für die Gärrestverwertung als auch die Wärmenutzung erzielt. Die Höhe der Gutschriften beträgt 0,5 kWh/kWh Nettostromerzeugung bei den Anlagentypen 1 und 3, 0,6 kWh/kWh Nettostromerzeugung bei Anlagentyp 2 und 1,8 kWh/kWh Nettostromerzeugung bei Anlagentyp 4. Bei den Anlagentypen 1 und 2 entfallen rund zwei Drittel auf die Wärmenutzung und rund ein Drittel auf die stoffliche Gärrestnutzung. Die Höhe der

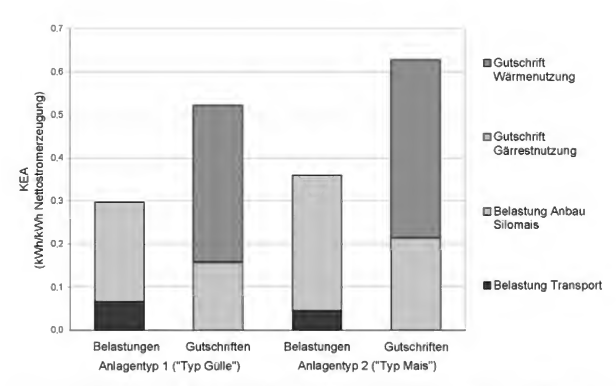


Abb. 4.5.: Prozessbedingte Umweltbelastungen und Gutschriften der landwirtschaftlichen Anlagentypen in der Wirkungskategorie Ressourcenverbrauch Energie

Gutschrift setzt sich bei Anlagentyp 3 jeweils zur Hälfte aus der Wärmenutzung und der stofflichen Gärrestnutzung zusammen. Bei Anlagentyp 4 entfallen 85 % der Gutschriften auf die thermische Gärrestnutzung und nur 15 % auf die Wärmenutzung.

Die Gutschriften für die Nutzung der Kuppelprodukte Gärrest und Wärme übertreffen bei allen Anlagentypen den prozessbedingten kumulierten Primärenergieaufwand. In Summe ergibt sich ein spezifischer Primärenergieaufwand von -0,2 kWh/kWh Nettostromerzeugung bei Anlagentyp 1, -0,3 kWh/kWh Nettostromerzeugung bei Anlagentyp 2, -0,4 kWh/kWh Nettostromerzeugung bei Anlagentyp 3 und -1,7 kWh/kWh Nettostromerzeugung bei Anlagentyp 4.

Im Vergleich zu dem fossilen Primärenergieaufwand der Stromerzeugung in einem erdgasbetriebenen GuD-Kraftwerk (2,05 kWh/kWh Nettostromerzeugung) und einem Steinkohlekraftwerk (2,7 kWh/kWh Nettostromerzeugung) kommt es zu einer deutlichen Einsparung an fossilen Energieträgern (Probas, 2008f,k). Der Energiegehalt der eingesetzten Biomasse ist in dieser Betrachtung nicht enthalten und wird in der Kategorie Ressourcenverbrauch Biomasse erfasst.

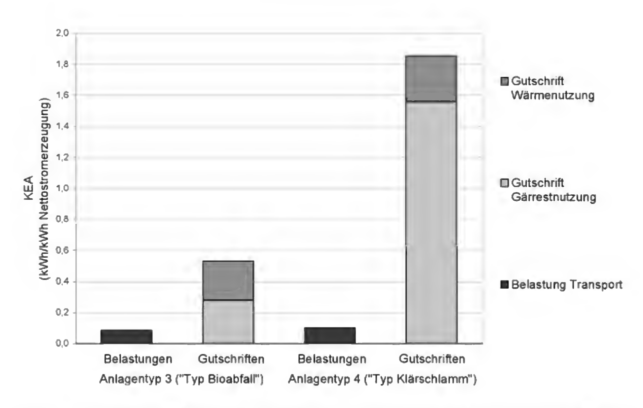


Abb. 4.6.: Prozessbedingte Umweltbelastungen und Gutschriften der abfallwirtschaftlichen Anlagentypen in der Wirkungskategorie Ressourcenverbrauch Energie

4.4.4. Umweltauswirkungen in der Kategorie Ressourcenverbrauch Biomasse

Der kumulierte Biomasseeinsatz, der für die Stromerzeugung in den Anlagentypen zur Co-Vergärung eingesetzt wird, liegt für Anlagentyp 1 bei 5,9 kWh/kWh Nettostromerzeugung, für Anlagentyp 2 bei 4,7 kWh/kWh Nettostromerzeugung, für Anlagentyp 3 bei 5,0 kWh/kWh Nettostromerzeugung und für Anlagentyp 4 bei 5,2 kWh/kWh Nettostromerzeugung.

Die Höhe des spezifischen energetischen Biomasseeinsatzes lässt sich dabei aus dem spezifischen Methanertrag der Substrate, dem elektrischen Wirkungsgrad des BHKW und dem Eigenstromverbrauch des Anlagentyps ableiten. Maissilage zeigt diesbezüglich mit rund 4,5 kWh/kWh Nettostromerzeugung den geringsten spezifischen Biomasseeinsatz. Bioabfälle weisen einen spezifischen Biomasseeinsatz von rund 5 kWh/kWh Nettostromerzeugung auf. Der spezifische Biomasseeinsatz von Klärschlamm liegt bei rund 6,5 kWh/kWh Nettostromerzeugung und der von Rindergülle bei etwa 9 kWh/kWh Nettostromerzeugung.

Der kumulierte Biomasseaufwand zur Stromerzeugung bei der Verbrennung von Holz in Biomassekraftwerken beträgt etwa 4 kWh/kWh Nettostromerzeugung (Probas, 2008i,j). Die Biomassearten zur Co-Vergärung zeigen im Vergleich dazu aufgrund des unvollständigen mikrobiologischen Abbaus der zugeführten organischen Substanz einen höheren spezifischen Biomasseaufwand.

Werden der kumulierte Primärenergieaufwand und der kumulierte Biomasseaufwand zusammengefasst betrachtet, so ergibt sich ein spezifischer Energieaufwand bei den Anlagentypen zur Co-Vergärung von 3,4 kWh/kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 4) bis 5,7 kWh/kWh Nettostromerzeugung (Anlagentyp 1). Im Vergleich zur Stromerzeugung in einem erdgasbefeuerten GuD-Kraftwerk ist einschließlich der Biomasse in Co-Vergärungsanlagen ein deutlich höherer Gesamtenergieeinsatz zu leisten. Aus energetischer Sicht ist bei der Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen die thermische Gärrestnutzung der stofflichen Gärrestnutzung vorzuziehen. Mit der thermischen Gärrestverwertung wird die eingesetzte Biomasse vollständig energetisch genutzt, während bei der stofflichen Gärrestnutzung nur zwischen 50 % (Rindergülle) und 80 % (Maissilage) der eingesetzten Biomasse energetisch genutzt wird.

4.4.5. Sensitivitätsanalyse ausgewählter Parameter

Mit Sensitivitätsanalysen wird der Einfluss einzelner Faktoren auf die spezifischen Umweltauswirkungen ermittelt. Im Vergleich der Anlagentypen untereinander weist Anlagentyp 2 in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Versauerung die jeweils höchsten prozessbedingten Umweltauswirkungen auf. Eine Sensitivitätsanalyse wird daher für Anlagentyp 2 in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Versauerung durchgeführt.

In den Sensitivitätsanalysen wird eine Parametervariation im Bereich von -100 % bis +100 % vorgenommen. Als relevante Parameter werden der Wärmenutzungsgrad, die erzeugte Nettostrommenge, die Transportentfernung und die jeweils dominierenden Einzelemissionen ausgewählt. Die Variation des Wärmenutzungsgrads erstreckt sich dann auf den Bereich von 0 % bis 50 %. Die Transportentfernung für Silomais und Gärrest wird im Bereich von 0 km bis 15 km betrachtet. Die Höhe der substratspezifischen Nettostrommenge setzt sich aus den Faktoren Methanertrag, elektrischer BHKW-Wirkungsgrad und Eigenstromverbrauch der Anlagenkomponenten zusammen. Die Va-

riation der Nettostrommenge erstreckt sich auf einen Bereich von 0 MWh/a (-100 %) bis 3 900 MWh/a (+100 %).

Sensitivitätsanalyse für Anlagentyp 2 in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt

In der Wirkungskategorie Treibhauseffekt stellen die Methanemissionen der Gärrestlagerung sowie die mit dem Anbau von Silomais einhergehenden Lachgasemissionen bedeutende Einzelemissionen dar. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wird die entsprechende Emissionshöhe für Methan und Lachgas im Bereich von -100 % bis +100 % variiert. Bei den Methanemissionen aus der Gärrestlagerung werden so Methanverluste von 0 % bis 2 % berücksichtigt. Die Höhe der Lachgasemissionen aus der Stickstoffdüngung hängt neben der Stickstoffumsetzung im Boden auch von der gedüngten Stickstoffmenge und dem Zeitpunkt und der Art der Düngerausbringung ab (vgl. Abschnitt 3.3). Die Lachgasemissionen werden im Bereich von 0 kg/a bis 1 260 kg/a abgebildet. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für Anlagentyp 2 in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt zeigt Abbildung 4.7.

Der Wärmenutzungsgrad und die Höhe der mit dem Anbau von Silomais einhergehenden Lachgasemissionen weisen eine hohe Sensitivität in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt auf. Eine Verdoppelung des unterstellten Wärmenutzungsgrades von 25 % auf 50 % (Parametervariation +100 %) führt zu einer Reduzierung des spezifischen Treibhausgaspotenzials um fast 200 %. Bei einer Zunahme der Lachgasemissionen um 100% nimmt das spezifische Treibhausgaspotenzial um rund 200 % zu. Der Stickstoffdüngung zum Anbau von Biomasse kommt somit eine besondere Bedeutung zu. In der Arbeit von Crutzen u. a. (2007) zur Lachgasfreisetzung beim Anbau von Raps und Mais zur Produktion von Biodiesel und Bioethanol wird der hohe Einfluss der Lachgasemissionen auf das spezifische Treibhausgaspotenzial von Biotreibstoffen dargelegt. Der dabei verwendete Emissionsfaktor für Lachgas aus der Stickstoffdüngung übersteigt den hier verwendeten Emissionsfaktor des IPCC (2006) um das Drei- bis Fünffache (Crutzen u. a., 2007) .

Die Höhe der Methanemissionen aus der flüssigen Gärrestlagerung ist eine weitere sensitive Größe hinsichtlich des spezifischen Treibhausgaspotenzials. Eine Verdoppelung der Methanemissionen führt auch zu einer Verdoppelung des spezifischen Treib-

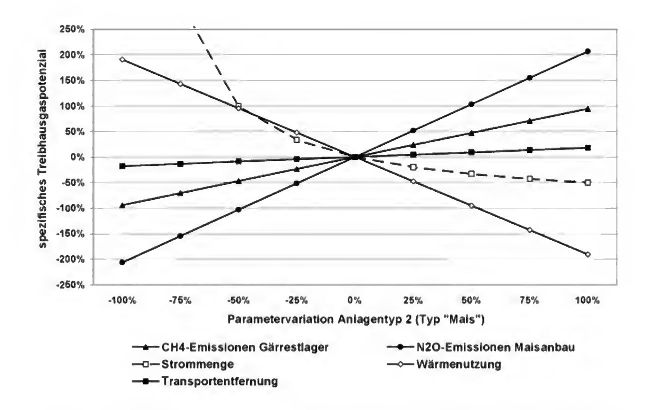


Abb. 4.7.: Sensitivitätsanalyse für Anlagentyp 2 in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt

hausgaspotenzials. Eine gasdichte Abdeckung des Gärrestlagers stellt somit eine wichtige Voraussetzung zur Minimierung des spezifischen Treibhausgaspotenzials von Co-Vergärungsanlagen dar.

Die Höhe der Transportentfernung zeigt nur eine geringe Sensitivität bezüglich des spezifischen Treibhausgaspotenzials. Ein Anstieg der Transportentfernung um 100 % führt nur zu einer Zunahme des spezifischen Treibhausgaspotenzials von knapp 20 %. Da die Nettostrommenge die Bezugsgröße des spezifischen Treibhausgaspotenzials darstellt, verhält sich das spezifische Treibhausgaspotenzial umgekehrt proportional zur Nettostrommenge.

Sensitivitätsanalyse für Anlagentyp 2 in der Wirkungskategorie Versauerung

Die Stickstoffoxid- und Schwefeldioxidemissionen des BHKW sowie die mit dem Anbau von Silomais verbundenen Ammoniakemissionen sind in der Wirkungskategorie Versauerung von Bedeutung. Die Emissionsfaktoren dieser Schadstoffe werden in der

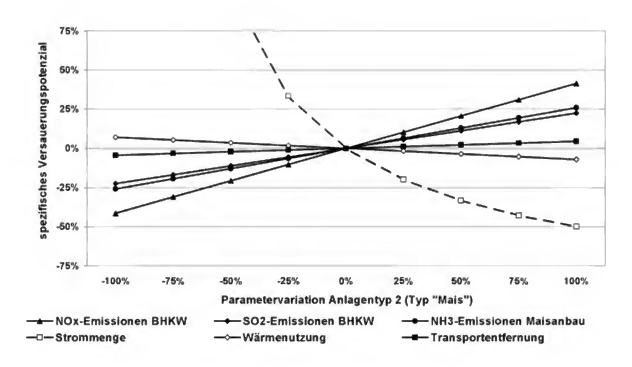


Abb. 4.8.: Sensitivitätsanalyse für Anlagentyp 2 in der Wirkungskategorie Versauerung

Sensitivitätsanalyse ebenfalls mit einer Parametervariation von -100 % bis +100 % belegt. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für Anlagentyp 2 in der Wirkungskategorie Versauerung zeigt Abbildung 4.8.

Die höchste Sensitivität hinsichtlich des spezifischen Versauerungspotenzials weisen die Stickstoffoxidemissionen des BHKW auf. Eine Reduktion der Stickstoffoxidemissionen im Abgas des BHKW um 50 % führt zu einer Abnahme des spezifischen Versauerungspotenzials um 20 %. Eine Reduktion der Schwefeldioxidemissionen im Abgas des BHKW um 50% verringert das spezifische Versauerungspotenzial nur um rund 10 %. Mit Hilfe eines nachgeschalteten 3-Wege Katalysators ist eine Verringerung der Stickstoffoxidemissionen um bis zu 99 % möglich (LfU, 2001, S. 14). Die Reduzierung der Schwefeldioxidemissionen ist mittels einer vorgeschalteten Gasreinigung zur Abtrennung von Schwefelwasserstoff zu erreichen (vgl. Abschnitt 2.3.3).

Die Halbierung der angenommenen Ammoniakemissionen des Maisanbaus führt zu einer Verringerung des spezifischen Versauerungspotenzials um 10 %. Maßnahmen zur Reduzierung der Ammoniakemissionen betreffen in erster Linie den Bereich der bodennahen Düngerausbringung (z. B. Schleppschlauchausbringung oder Injektionstechnik) (LfL, 2007; LTZ, 2008).

Die Höhe des Wärmenutzungsgrades beeinflusst das spezifische Versauerungspotenzial nur in geringem Umfang. Eine Verdoppelung des Wärmenutzungsgrades führt aufgrund der geringen versauernden Emissionen des angenommenen Äquivalenzprozesses zur Wärmebereitstellung (Erdgasheizung) lediglich zu einer Abnahme des spezifischen Versauerungspotenzials um 7 %. Die Höhe der Transportentfernungen zeigt keine nennenswerte Sensitivität hinsichtlich des spezifischen Versauerungspotenzials.

Im Vergleich zur Wirkungskategorie Treibhauseffekt ist die Sensitivität der Einzelschadstoffe und des Wärmenutzungsgrades deutlich geringer. Die Nettostrommenge steht auch in der Wirkungskategorie Versauerung in einem umgekehrt proportionalen Zusammenhang zum spezifischen Versauerungspotenzial.

4.5. Zusammenfassung der ökologischen Bewertung von Co-Vergärungsanlagen

Die Zusammensetzung des Substratinputs hat einen deutlichen Einfluss auf die ökologische Bewertung der Anlagen zur Co-Vergärung. Der Einsatz von Maissilage erhöht im Vergleich zu Rindergülle, Bioabfällen und Klärschlamm die prozessbedingten Umweltauswirkungen in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung und Ressourcenverbrauch Energie. In erster Linie sind dafür die Lachgas- und Ammoniakemissionen sowie der eingesetzte Primärenergieaufwand für Düngemittel und Dieselkraftstoff verantwortlich. Diese Einschätzung bestätigt die Beurteilung des Substrates Maissilage in anderer Ökobilanzen (Gärtner u. a., 2008; Scholwin u. a., 2006; Vogt, 2008).

Der Stickstoffdüngung nach guter fachlicher Praxis kommt beim Anbau von Silomais eine wichtige Bedeutung zu. So ist auf eine bedarfsgerechte Stickstoffdosierung und eine bodennahe Ausbringungstechnik, beispielsweise mittels Schleppschläuchen, zu achten (LTZ, 2008, S. 8). Der Einsatz von Pralltellern bei der Gülleausbringung sowie der freie Auslauf von Gülle aus dem Güllewagen sind nach der Düngeverordnung ab dem Jahr 2010 nicht mehr gestattet (DüV, 2007, Anhang 4).

Der spezifische Biomasseeinsatz zur Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen ist für Maissilage geringer als beim Einsatz Klärschlamm oder Gülle. Der Einsatz von Gülle in Co-Vergärungsanlagen verringert jedoch das spezifische Treibhausgaspotenzial, so dass insbesondere in landwirtschaftlichen Co-Vergärungsanlagen eine verstärkte Nut-

zung von Gülle erfolgen sollte. Diese Empfehlung wird in anderen Ökobilanzen geteilt (z. B. Gärtner u. a., 2008, S. 114).

Die Höhe der Wärmenutzung spielt insbesondere für die Co-Vergärung auf Maisbasis (Anlagentyp 2) eine maßgebliche Rolle in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Ressourcenverbrauch Energie. Durch die mit der Wärmenutzung erzielten Gutschriften kommt es mit steigendem Wärmenutzungsgrad zu einer deutlichen Verringerung des spezifischen Treibhausgaspotenzials und des kumulierten Primärenergieaufwandes. Auch in Vogt (2008, S. 12) wird durch die Erhöhung des Wärmenutzungsgrades von 20 % auf 80 % eine Reduzierung des spezifischen Treibhausgaspotenzials um rund 200 g CO_2-Äq./kWh Nettostromerzeugung bei der Monovergärung von Maissilage ausgewiesen. In der Wirkungskategorie Versauerung spielt der Wärmenutzungsgrad hingegen nur eine geringe Rolle.

Das spezifische Treibhausgaspotenzial und der spezifische Energieeinsatz sind im Rahmen einer thermischen Gärrestverwertung geringer als bei einer stofflichen Gärrestverwertung. Während bei der thermischen Gärrestverwertung die eingesetzte Biomasse vollständig energetisch genutzt wird, verteilt sich die Biomassenutzung bei einer stofflichen Gärrestverwertung auf einen energetischen und einen stofflichen Anteil. Die Substituierung von fossilen Brennstoffen im Rahmen der thermischen Gärrestverwertung führt im Vergleich zur Substituierung von Mineraldüngern zu einer höheren Einsparung an Treibhausgasemissionen und zu einem geringeren Primärenergieeinsatz. Allerdings wird die mit der stofflichen Gärrestverwertung verbundene Nährstoffrückführung in den Stoffkreislauf über die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung und Ressourcenverbrauch Energie nicht ausreichend abgebildet. Der Verbrauch an mineralischen Phosphatgesteinen zur Herstellung von Phosphatdüngern kann beispielsweise nur über eine stoffliche Nutzung des Phosphatanteils im Gärrest vermieden werden.

Prozessbedingte Methanemissionen aus der flüssigen Gärrestlagerung stellen eine sensitive Größe in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt dar. Die Gärrestlager von Co-Vergärungsanlagen sollten daher grundsätzlich gasdicht abgedeckt werden. Den maßgeblichen Einfluss der Methanemissionen aus der Gärrestlagerung auf das spezifische Treibhausgaspotenzial zeigt auch Vogt (2008) mit einer Parametervariation der unterstellten Methanverluste von 0 % bis 15 %. Mit dem Einsatz von Gülle in Vergärungsanlagen werden die während der Güllelagerung unkontrolliert freigesetzten Methane-

missionen vermieden, so dass die Vergärung von Gülle einen Beitrag zum Klimaschutz leistet.

Die Stickstoffoxid- und Schwefeldioxidemissionen des BHKW stellen bedeutende Einflussgrößen in der Wirkungskategorie Versauerung dar. Eine Verringerung des spezifischen Versauerungspotenzials kann beispielsweise über eine katalytische Nachbehandlung der BHKW-Abgase zur Reduzierung der Stickstoffoxidemissionen oder eine vorgeschaltete Entschwefelung des Biogases zur Reduzierung der Schwefeldioxidemissionen erreicht werden.

Im Vergleich zur Stromerzeugung in einem erdgasbefeuerten GuD-Kraftwerk zeigt die Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen eine deutliche Reduktion des spezifischen Treibhausgaspotenzials und des spezifischen fossil bedingten Primärenergieaufwandes. In der Wirkungskategorie Versauerung kommt es hingegen zu einer vergleichbaren Umweltbelastung (Anlagentyp 3) oder zu einer Zunahme um rund 100 % (Anlagentypen 1, 2 und 4).

Die Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen leistet somit einen Beitrag zur Verringerung des anthropogen bedingten Treibhauseffektes und des Einsatzes von fossilen Energieträgern. Die mit der Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen verbundenen versauernden Emissionen, insbesondere von Stickstoffoxiden und Ammoniak, wirken sich allerdings nachteilig auf die ökologische Gesamtbewertung aus. Neben der Stickstoffdüngung nach guter fachlicher Praxis zur Begrenzung der Ammoniakemissionen können die Stickstoffoxidemissionen des BHKW mittels einer katalytischen Nachbehandlung begrenzt werden.

5. Ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen

In diesem Kapitel werden die ausgewählten Anlagentypen zur Co-Vergärung mit Hilfe einer Investitions- und Kostenschätzung ökonomisch bewertet. In Abschnitt 5.1 werden dazu zunächst verschiedene Methoden der Investitions- und Kostenschätzung vorgestellt. Der Stand der ökonomischen Bewertung von Co-Vergärungsanlagen ist in Abschnitt 5.2 aufgeführt. Die zur Bewertung von Co-Vergärungsanlagen angewendete Methodik sowie die erforderlichen Annahmen werden detailliert in Abschnitt 5.3 erläutert. Die Ergebnisse der ökonomischen Bewertung für die betrachteten Anlagentypen sind in Abschnitt 5.4 dargestellt. In diesem Abschnitt wird auch die Sensitivität einzelner ökonomischer Einflussgrößen auf das Betriebsergebnis mit Hilfe von Parametervariationen ermittelt. Die relevanten Aspekte der ökonomischen Bewertung fasst schließlich Abschnitt 5.5 zusammen.

5.1. Methoden zur Investitions- und Kostenschätzung

Die jährlichen Gesamtkosten industrieller Fertigungs- und Herstellungsprozesse lassen sich mit Hilfe der einzelnen prozessbezogenen Kosten und Leistungen nach Gleichung [5.1] bestimmen (Rentz, 1979, S. 44–45). Die Gesamtkosten setzen sich aus investitionsabhängigen Kosten, betriebsmittelverbrauchsabhängigen Kosten, Personalkosten, sonstigen Kosten und Folgekosten sowie den Verkaufserlösen für etwaige Kuppelprodukte zusammen.

Ein wesentlicher Bestandteil der Kostenschätzung ist die Bestimmung der Gesamtinvestition. Diese umfasst von der Planung bis zur Inbetriebnahme sämtliche Ausgaben zur Errichtung der Anlage (Remmers, 1991, S. 32). Die Investition setzt sich dabei aus mehreren Positionen zusammen. Die Hauptkomponenten der Anlage (z. B. Maschinen und technische Bauelemente) sowie die direkten Nebenpositionen bilden die Investition „Battery Limits“ . Die Gruppe der direkten Nebenpositionen enthält die Nebenkomponenten der Anlage, die Montage der Haupt- und Nebenkomponenten, die Baustellenein-

richtung und häufig auch die Position Unvorhergesehenes. Die Gruppe der indirekten Nebenpositionen enthält unter anderem die Positionen Planung, Lagerhaltung und Bauzinsen und wird getrennt von der Investition „Battery Limits“ angegeben (Chauvel u. a., 2003, S. 164–167).

$$K = \sum_{j \in J} a_j \cdot (I - \Delta I_j) + \sum_{v \in V} m_v \cdot p_v + \sum_{l \in L} A_l \cdot p_l + \sum_{n \in N} S_n + \sum_{q \in Q} F_q - \sum_{u \in U} |E_u| \quad [5.1]$$

K	Gesamtkosten (€/a)
j	Indexmenge der investitionsabhängigen Kostenarten
a_j	Prozentsatz zur Ermittlung der investitionsabhängigen Kostenart j
I	Investition (€)
ΔI_j	Korrektur der Investition zur Bestimmung der Kostenart j (€)
v	Indexmenge der verbrauchsabhängigen Kostenarten
m_v	Verbrauchsmenge der Sorte v (ME/a)
p_v	Verrechnungspreis der Sorte v (€/ME)
l	Indexmenge der Personalkostenarten
A_l	Personalbedarf der Art l (Mitarbeiter/a)
p_l	Personalkosten der Art l (€/Mitarbeiter)
n	Indexmenge der sonstigen Kostenarten
S_n	Sonstige Kosten der Art n (€/a)
q	Indexmenge der Folgekostenarten
F_q	Folgekosten der Art q (€/a)
E_u	Erlöse für Produkte (€/a)

5.1.1. Methoden zur Investitionsschätzung

Die Investition eines Vorhabens kann mittels summarischer Verfahren, Verfahren mit Zuschlagsfaktoren (Faktormethoden) oder über eine detaillierte Einzelermittlung geschätzt werden. Diese Verfahren unterscheiden sich vor allem hinsichtlich der Genauigkeit der Schätzung und dem erforderlichen Datenbedarf, so dass sie in unterschiedlichen Phasen der Anlagenprojektierung eingesetzt werden.

Summarische Verfahren der Investitionsschätzung

Summarische Verfahren ermitteln die Investition eines Vorhabens direkt als Gesamtgröße und werden unter anderem zur Vorkalkulation eingesetzt. Die Höhe der Investition wird dabei als Produkt aus der Anlagenkapazität und einer spezifischen Bedarfsziffer bestimmt. Die spezifischen Bedarfsziffern werden meist aus Durchschnittswerten bestehender Anlagen abgeleitet und können weiter an den Zeitraum, die Kapazität und den Standort des Investitionsvorhabens angepasst werden. Für Neuentwicklungen und spezielle Anlagentechnologien ist dieses Verfahren mit größeren Ungenauigkeiten verbunden, da in diesen Fällen häufig eine geeignete Datenbasis zur Bestimmung von Bedarfsziffern fehlt (Remmers, 1991, S. 37).

Mit Hilfe von Preisindizes können Werte aus zurück liegenden Jahren an den Zeitraum des Investitionsvorhabens angepasst werden. Der Kölbel-Schulze-Index stellt beispielsweise einen Preisindex für Chemieanlagen in Deutschland auf Basis ausgewählter Preisindizes des Statistischen Bundesamtes und weiteren Literaturquellen dar. Er wird vierteljährlich in der Zeitschrift „Chemie Technik" veröffentlicht und setzt sich aus der Preisentwicklung der Anlagenkomponenten Apparate und Maschinen (33 %), Rohrleitungen und Armaturen (16 %), Mess- und Regeleinrichtungen (9 %), Isolierung und Anstrich (5 %), Elektrotechnische Ausrüstung (7 %), Bauteile (15 %) und Planung (15 %) zusammen. Der Preisindex wird sowohl für die einzelnen Anlagenkomponenten als auch für Chemieanlagen insgesamt angegeben. Die Gewichtungsfaktoren der einzelnen Preisindizes zur Bestimmung des Preisindexes für die Gesamtanlagen wurden von Schulze (1980) entwickelt und entsprechen den in Klammern aufgeführten Prozentangaben.

Die Investition kann über den Ansatz der Größendegression an die Kapazität der zu errichtenden Anlage angepasst werden. Dieser Ansatz geht davon aus, dass innerhalb eines bestimmten Kapazitätsbereichs die Investition mit steigender Anlagenkapazität nur unterproportional zunimmt. Die Höhe der Investition für eine Anlage einer bestimmten Kapazität lässt sich dann nach Gleichung [5.2] über die Investition einer Referenzanlage, deren Kapazität und eines anlagenspezifischen Größendegressionsexponenten bestimmen (Chauvel u. a., 2003, S. 185–189).

$$I = I_0 \cdot \left[\frac{\Phi}{\Phi_0}\right]^m \qquad [5.2]$$

I Investition der Anlage (€)
I_0 Investition der Referenzanlage (€)
Φ Kapazität der Anlage (z. B. MW)
Φ_0 Kapazität der Referenzanlage (z. B. MW)
m Größendegressionsexponent

Der Größendegressionsexponent liegt für die meisten Anlagenkomponenten zwischen 0,6 und 0,8 (Chauvel u. a., 2003, S. 185–189).

Standortspezifische Faktoren, wie beispielsweise Personal-, Energie- und Materialkosten, beeinflussen ebenfalls die Höhe der Investition. Diese Rahmenbedingungen können auch mittels einer standortspezifischen Referenzanlage bei der Bestimmung der spezifischen Investitionen berücksichtigt werden (Chauvel u. a., 2003, S. 206–211).

Zuschlagsfaktormethoden

Die Gesamtinvestition eines Vorhabens wird bei den Faktormethoden mit Hilfe der Investitionen der Hauptkomponenten und anlagenspezifischer Zuschlagsfaktoren für die direkten und indirekten Nebenpositionen bestimmt. Durch die detaillierte Vorkalkulation der Hauptkomponenten lassen sich auch technologische Entwicklungen und technische Anforderungen der Anlage berücksichtigen. Über die Zuschlagsfaktoren wird dabei unterstellt, dass sich die Investition der gesamten Anlage proportional zur Investition der Hauptkomponenten verhält (Remmers, 1991, S. 40–43). Die Investition der Hauptkomponenten kann auch unter Berücksichtigung von zeit-, kapazitäts- und standortspezifischen Einflussgrößen bestimmt werden (vgl. Summarische Verfahren der Investitionsschätzung).

Im einfachsten Fall wird die Investition der Hauptkomponenten mit nur einem globalen Zuschlagsfaktor multipliziert. Der globale Zuschlagsfaktor kann je nach Industriebranche Werte zwischen 2,9 und 4,0 annehmen (Schleef, 1999, S. 145). Die Höhe der so bestimmten Gesamtinvestition entspricht jedoch meist nicht dem gewünschten Detaillierungsgrad.

Mit der Verwendung von differenzierten Zuschlagsätzen für die Bestimmung der Investition der direkten und indirekten Nebenpositionen kann eine höhere Genauigkeit der Investitionsschätzung erreicht werden. Diese Methode setzt allerdings einen umfangreichen Datenbestand aus realisierten und ausgewerteten Projekten voraus (Remmers,

1991, S. 40–43). Diese Anforderung trifft auch auf die Verwendung analytischer Zuschlagsfaktoren zu. Bei dieser Methode wird die Gesamtinvestition mit Hilfe von empirisch abgeleiteten Funktionen bestimmt (Schleef, 1999, S. 147).

Bei den Block-/Modulmethoden wird die Anlage in so genannte Arbeitseinheiten unterteilt. Eine Arbeitseinheit kann dabei eine Gruppe von Maschinen oder einen Teilprozess der Anlage abbilden. Jeder Arbeitseinheit wird ein spezifischer Zuschlagsfaktor zugewiesen, in dem auch Parameter wie Temperatur, Druck, Werkstoffbeschaffenheit und Anlagenkomplexität abgebildet werden können. Die Höhe der Investition kann des Weiteren auch mit dem Stoffdurchsatz oder der umgesetzten Energie korreliert werden (Remmers, 1991, S. 41–42).

Detaillierte Einzelermittlung

Bei der Investitionsschätzung mit Hilfe der detaillierten Einzelermittlung werden sämtliche Positionen einzeln bestimmt. Die Investition für die Haupt- und Nebenkomponenten wird über Angebotspreise der Hersteller ermittelt und setzt somit einen fortgeschrittenen Planungsstand des Investitionsvorhabens voraus. Zur Bestimmung der direkten und indirekten Nebenpositionen können auch Schätzverfahren eingesetzt werden. Der Genauigkeitsbereich der Investitionsschätzung liegt bei 5 % bis 15 %, die Kosten dieser detaillierten Vorkalkulation können 0,5 % bis 2 % der Investitionssume umfassen (Schleef, 1999, S. 137 u. 148).

5.1.2. Methoden zur Vorausbestimmung der Kosten

Investitionsabhängige Kosten

Die investitionsabhängigen Kosten setzen sich aus kalkulatorischen Abschreibungen und Zinsen, Kosten für Instandhaltung und Wartung sowie Versicherungskosten zusammen. Sie lassen sich proportional zur Investitionssumme ableiten (Remmers, 1991, S. 49).

Die Abschreibung der getätigten Investitionen stellt die Wertminderung des Investitionsobjektes entlang seiner Nutzungsdauer dar. Die Anschaffungsausgaben werden abzüglich des Restwertes der Investition linear über den Zeitraum der erwarteten Nutzungsdauer abgeschrieben (Gleichung 5.3). Ausgaben, die keiner Wertminderung unterliegen (z. B. Grundstücke), werden nicht abgeschrieben.

$$kalk.Abschr. = \frac{I - R}{t} \quad [5.3]$$

kalk.Abschr.	kalkulatorische Abschreibungen (€/a)
I	Investition (€)
R	Restwert am Ende der Nutzungsdauer (€)
t	Nutzungsdauer (a)

Die kalkulatorischen Zinsen werden über das durchschnittlich gebundene Kapital und den kalkulatorischen Zinssatz berechnet (Gleichung [5.4]). Bei einer linearen Wertminderung ist durchschnittlich die Hälfte des eingesetzten Kapitals abzüglich des Restwertes der Investition gebunden. Die Höhe des kalkulatorischen Zinssatzes entspricht den marktüblichen Zinsen beim Einsatz von Fremdkapital oder der gewünschten Verzinsung von eingesetztem Eigenkapital.

$$kalk.Zinsen = \frac{I - R}{2} \cdot i \quad [5.4]$$

kalk.Zinsen	kalkulatorische Zinsen (€/a)
I	Investition (€)
R	Restwert am Ende der Nutzungsdauer (€)
i	kalkulatorischer Zinssatz (1/a)

Die Wartungskosten für die Instandhaltung und Reparatur von Gebäuden und Anlagentechnik können mit Hilfe spezifischer Prozentsätze zur jeweiligen Investitionssumme bestimmt werden (Rentz, 1979, S. 50). Die spezifischen Prozentsätze liegen je nach Anlagentyp im Bereich von 4 % bis 10 % (Remmers, 1991, S. 50).

Auch die Versicherungskosten können relativ zur Investitionssumme ermittelt werden. Im Regelfall betragen die Versicherungskosten 0,2 % bis 1 % der Investitionssumme (Remmers, 1991, S. 51) (Schleef, 1999, 157).

Durchsatzabhängige Kosten

Die jährliche Verbrauchsmenge der eingesetzten Rohstoffe, Hilfsstoffe und Energieträger sowie die Menge der jährlich anfallenden Abfallstoffe bilden die Grundlage zur Bestimmung der durchsatzabhängigen Kosten. Die Stoff- und Energiebilanz der Anlage

lässt sich dabei mit Hilfe von Stoff- und Energiestrommodellen oder Modellen zur Prozesssimulation erstellen.

Die berechneten Stoff- und Energiemengen werden dann zur Bestimmung der durchsatzabhängigen Kosten mit den spezifischen Verrechnungspreisen der einzelnen Stoffarten und Energieträger multipliziert (Rentz, 1979, S. 51–52).

Personalkosten

Die Personalkosten können sowohl über den Mitarbeiterbedarf und mitarbeiterbezogene Lohn- und Lohnnebenkosten sowie über Prozentsätze relativ zur Investitionssumme bestimmt werden. Im ersten Fall muss der Mitarbeiterbedarf für die einzelnen Prozessschritte sowie für Verwaltung und Management ermittelt werden. Die Berücksichtigung von unterschiedlichen Lohn- und Gehaltsgruppen ist in diesem Fall möglich. Im zweiten Fall werden zur Bestimmung der Personalkosten branchen- und anlagenspezifische Richtwerte in Form aggregierter Prozentsätze benötigt (Schleef, 1999, S. 157–158).

Sonstige Kosten und Folgekosten

Unter sonstigen Kosten können beispielsweise Gemeinkostenanteile oder Gebühren und Entgelte für Dienstleistungen, die nicht den Wartungskosten zugeordnet werden können, aufgeführt werden.

Unter Folgekosten werden Kosten verstanden, die sich durch Rückkopplungen des bewerteten Anlagenteils mit anderen Anlagenbestandteilen ergeben. Verringert sich beispielsweise beim Einsatz einer Emissionsminderungsanlage in Kraftwerken der Gesamtwirkungsgrad, so sind die damit verbundenen Einbußen bei den Erlösen der Emissionsminderungsanlage als Folgekosten zuzuordnen (Rentz, 1979, S. 65).

Erlöse für Kuppelprodukte

Fallen im Rahmen des Herstellungsprozesses Kuppelprodukte an, so werden auch die sich aus dem Verkauf der Kuppelprodukte ergebenden Erlöse bei der Bestimmung der Gesamtkosten berücksichtigt. Die unterstellte Menge an genutzten Kuppelprodukten sowie deren spezifische Erlöse hängen unter anderem von der Qualität der Kuppelprodukte und den jeweiligen Marktbedingungen ab.

5.2. Stand der ökonomischen Bewertung von Co-Vergärungsanlagen

Mit dem vermehrten Betrieb von landwirtschaftlichen Biogasanlagen wird auch deren wirtschaftliche Situation in wissenschaftlichen Veröffentlichungen stärker betrachtet. Der Investitionsbedarf und die Verfahrenskosten von rund 170 landwirtschaftlichen Biogasanlagen wurde in einer ersten Arbeit von Oechsner u. Knebelspieß (1999) im Rahmen einer bundesweiten Datenerhebung mit Schwerpunkt in Baden-Württemberg und Bayern erfasst. Die erhobenen Daten wurden verschiedenen Kostenpositionen zugeordnet und in ein Wirtschaftlichkeitsmodell überführt. In einer aktuelleren Erhebung der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe wurde deutschlandweit der Investitionsbedarf von rund 150 landwirtschaftlichen Biogasanlagen im Zeitraum 2001 bis 2002 abgefragt (FNR, 2005).

Der Investitionsbedarf landwirtschaftlicher Biogasanlagen in Österreich wurde in Arbeiten der Universität für Bodenkultur in Wien für insgesamt 55 Anlagen, die im Zeitraum 2000 bis 2005 in Betrieb genommen wurden, ermittelt. Für diese Anlagen wurde ein linearer Zusammenhang zwischen der installierten elektrischen BHKW-Leistung und der Investitionshöhe abgeleitet (Walla u. Schneeberger, 2003; Walla u. a., 2006).

Im Gegensatz dazu zeigen Untersuchungen des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz und der Fachagentur Nachwachsende Rohstoff insbesondere im unteren Leistungsbereich ($< 300\,kW_{el}$) eine degressive Zunahme der Investitionen mit steigender Anlagengröße (FNR, 2005, S. 129-131) (BayStMUGV, 2004b, Kap. 1.7, S. 16).

Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen zu landwirtschaftlichen Biogasanlagen werden meist anhand von Gewinnvergleichsrechnungen für typische Modellanlagen und für verschiedene Parametervariationen (z. B. Substratkosten) durchgeführt (z. B. FNR, 2004; BaySt-MUGV, 2004b; Keymer, 2005b,a). Die Gesamtkosten für die Aufbereitung von Biogas zu Biomethan und die Einspeisung in das Erdgasnetz werden mit Kostenvergleichsrechnungen bestimmt (FNR, 2006; Urban u. a., 2008). Die in diesen Studien betrachteten Biogasanlagen setzen überwiegend landwirtschaftliche Rohstoffe und Gülle ein.

Die ökonomische Bewertung von Vergärungsanlagen zur Behandlung von Abfällen und Reststoffen wird nur vereinzelt betrachtet. Schmelz (2000) geht zum Ende seiner Arbeit noch auf ökonomische Aspekte der Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen ein. In den Studien zur Biogasaufbereitung und Einspeisung in das Erdgasnetz wird neben den landwirtschaftlichen Anlagentypen noch ein Anlagentyp zur Monover-

gärung von Bioabfällen mit betrachtet (FNR, 2006; Kaltschmitt u. a., 2005; Urban u. a., 2008).

Die Stromgestehungskosten[1] in landwirtschaftlichen Biogasanlagen werden je nach Anlagengröße und Substrateinsatz in einem Bereich von 10 Cent/kWh (Güllevergärung in einer Großanlage) bis 22 Cent/kWh (Nawaro-Vergärung in einer Kleinanalge) angegeben (FNR, 2004, S. 208) (FNR, 2006, S. 146). Für die Monovergärung von Bioabfällen werden Stromgestehungskosten von 33 Cent/kWh ausgewiesen (FNR, 2006, S. 146). Als sensitive ökonomische Parameter werden die Substratkosten beziehungsweise Annahmeerlöse für Bioabfälle, der elektrische Wirkungsgrad des BHKW und die spezifischen Investitionen identifiziert. Die Ergebnisse dieser Studien werden bei der Diskussion der Ergebnisse der ökonomischen Bewertung aufgegriffen.

Mit der ökonomischen Bewertung von Co-Vergärungsanlagen werden zum einen die Änderungen, die sich mit der Neufassung des EEG ab 2009 insbesondere für landwirtschaftliche Co-Vergärungsanlagen ergeben, betrachtet. Zum anderen wird die Datenbasis für die ökonomische Bewertung von abfallwirtschaftlichen Co-Vergärungsanlagen mit der Einbeziehung von ökonomischen Daten zu neu in Betrieb genommenen Anlagen verbessert und auch die Co-Vergärung mit Klärschlamm berücksichtigt.

5.3. Ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen

Die ökonomische Bewertung der betrachteten Anlagentypen zur Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen wird als Gewinnvergleichsrechnung durchgeführt. Die jährlichen Gesamtkosten werden dabei den Leistungen des Anlagenbetriebes gegenüber gestellt. Die Gesamtkosten setzen sich aus investitionsabhängigen Kosten, durchsatzabhängigen Kosten, Personalkosten und Transportkosten zusammen (Gleichung [5.5]) (vgl. Rentz, 1979, S. 44–67). Die Zusammensetzung der investitionsabhängigen Kosten ist detailliert in Abschnitt 5.3.2 beschrieben.

$$K_{ges} = K_{inv} + \sum_{v \in V} m_v \cdot K_v + \sum_{b \in B} a_b \cdot K_b + \sum_{s \in S} m_s \cdot K_s \cdot T_s \qquad [5.5]$$

[1] Angaben zu Biogasgestehungskosten werden über einen angenommenen elektrischen BHKW-Wirkungsgrad von 35 % in Stromgestehungskosten umgerechnet.

K_{ges} Gesamtkosten (€/a)
K_{inv} Investitionsabhängige Kosten (€/a)
m_v Menge des Verbrauchs- oder Abfallstoffes v (ME/a)
K_v spezifische Kosten des Verbrauchs- oder Abfallstoffes v (€/ME)
a_b Arbeitskräftebedarf der Art b (Beschäftigte)
K_b spezifische Personalkosten für Beschäftigte der Art b (€/Beschäftigte a)
m_s Menge der Substrat- oder Gärrestart s (t/a)
K_s spezifische Transportkosten der Substrat- oder Gärrestart s (€/tkm)
T_s Transportentfernung der Substrat- oder Gärrestart s (km)

Die Leistungen setzen sich aus den Erlösen der Stromeinspeisung und den Erlösen aus dem Verkauf von Kuppelprodukten oder deren Eigennutzung (Eigenleistung) zusammen. Im Fall der abfallwirtschaftlichen Anlagentypen werden des Weiteren Annahmeerlöse für die Behandlung der Abfälle berücksichtigt.

5.3.1. Investitionsschätzung

Die Gesamtinvestitionen der jeweiligen Anlagentypen zur Co-Vergärung werden mit Hilfe spezifischer Bedarfsziffern bestimmt (summarisches Verfahren der Investitionsschätzung, vgl. Abschnitt 5.1.1). Für die Anlagentypen 1 (Typ „Gülle") und 2 (Typ „Mais") wird hierzu eine landwirtschaftliche Referenzanlage mit einer Kapazität von 300 kW und für die Anlagentypen 3 (Typ „Bioabfall") und 4 (Typ „Klärschlamm") eine abfallwirtschaftliche Referenzanlage mit einer Kapazität von 600 kW gebildet.

Im Rahmen des Biogasmessprogramms der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe sind im Zeitraum von 2001 bis 2002 mehr als 150 landwirtschaftliche Biogasanlagen aus dem gesamten Bundesgebiet ausgewertet worden (FNR, 2005). Für 30 repräsentative landwirtschaftliche Biogasanlagen werden die Höhe der Gesamtinvestition, die installierte elektrische Leistung sowie das Inbetriebnahmejahr ausgewiesen. Die elektrische BHKW-Leistung dieser Anlagen erstreckt sich von 40 kW bis 620 kW. Zusätzlich zu diesen Anlagen werden noch zehn weitere Anlagen aus dem Bundesgebiet mit einer installierten elektrischen BHKW-Leistung von 52 kW bis 1 020 kW und einem Inbetriebnahmejahr zwischen 2002 und 2007 berücksichtigt (Tabelle A.5).

Die spezifischen Investitionen dieser Anlagen werden mit Hilfe des Kölbel-Schulze Indexes für Chemieanlagen auf das Jahr 2006 bezogen (VCI, 2007, S. 30). Der sich daraus ergebende Mittelwert für die 300 kW Referenzanlage beträgt bei einem Größendegressionsexponenten von 0,7 rund 3 500 €/kW. Der Fachverband Biogas geht für das Jahr 2006 von spezifischen Investitionen für eine durchschnittliche landwirtschaftliche Biogasanlage mit rund 380 kW Leistung in Höhe von 3 500 €/kW bis 4 000 €/kW aus (Bensmann, 2006). Die Investitionshöhe wird für die landwirtschaftlichen Anlagentypen mit einer spezifischen Bedarfsziffer von 3 800 €/kW für die 300 kW Referenzanlage sowie einem Größendegressionsexponent von 0,7 bestimmt.

Zur Ermittlung der spezifischen Bedarfsziffer der abfallwirtschaftlichen Referenzanlage wird unter anderem auf Veröffentlichungen und Pressemitteilungen zu zehn abfallwirtschaftlichen Anlagen in Deutschland zurückgegriffen (Tabelle A.6). Die installierte elektrische Leistung dieser Anlagen liegt zwischen 400 kW und 3 600 kW, die Zeitspanne des Inbetriebnahmejahrs erstreckt sich von 1999 bis 2008. Die Investitionssumme der Anlagen, die vor 2006 in Betrieb genommen wurden, wird ebenfalls mit Hilfe des Kölbel-Schulze Indexes für Chemieanlagen auf das Jahr 2006 bezogen (VCI, 2007, S. 30).

Basierend auf diesen Anlagen ergibt sich mit einem angenommenen Größendegressionsexponenten von 0,7 eine mittlere spezifische Bedarfsziffer von 9 500 €/kW für eine 600 kW Anlage. Bensmann (2006) weist für das Jahr 2006 spezifische Investitionen für abfallwirtschaftliche Co-Vergärungsanlagen von durchschnittlich 9 600 €/kW aus. Die Investitionshöhe der abfallwirtschaftlichen Anlagentypen wird in dieser Arbeit über eine spezifische Bedarfsziffer von 9 500 €/kW für eine Anlage mit 600 kW Leistung bestimmt.

5.3.2. Investitionsabhängige Kosten

Die investitionsabhängigen Kosten der betrachteten Anlagentypen zur Co-Vergärung setzen sich aus kalkulatorischen Abschreibungen und Zinsen, Wartungskosten und Versicherungskosten zusammen (Gleichung [5.6]). Zur Bestimmung der einzelnen Positionen wird innerhalb der Co-Vergärungsanlage zwischen einem gebäudetechnischen Anlagenteil und einem maschinentechnischen Anlagenteil unterschieden. Der gebäudetechnische Anlagenteil umfasst dabei den Reaktor, das Betriebsgebäude, den Gasspeicher

sowie das Substrat- und Gärrestlager. Der maschinentechnische Anlagenteil beinhaltet das Blockheizkraftwerk, die Rührwerke des Reaktors, Pumpen und Rohrleitungen sowie bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen auch die Maschinen zur Bioabfallaufbereitung und zur Gärrestentwässerung.

$$K_{inv} = \sum_{n \in N} \frac{I_n}{t_n} + \frac{I}{2} \cdot i + \sum_{n \in N} wk_n \cdot I_n + c \cdot P_{el}^e + vk \cdot I \qquad [5.6]$$

K_{inv} Investitionsabhängige Kosten (€/a)
I_n Investition für Anlagenmodul n (€)
t_n Nutzungsdauer für Anlagenmodul n (a)
n Anlagenmodul
I Gesamtinvestition (€)
i kalkulatorischer Zinssatz (%/a)
wk_n Prozentsatz zur Bestimmung der Wartungskosten für Anlagenmodul n (%/a)
c Konstante zur Bestimmung der Wartungskosten für das BHKW (€/kW a)
e Exponent zur Bestimmung der Wartungskosten für das BHKW
P_{el} elektrische BHKW-Leistung (brutto) (kW)
vk Prozentsatz zur Bestimmung der Versicherungskosten (%/a)

Bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen 1 und 2 wird angenommen, dass 60 % der Gesamtinvestitionen für den gebäudetechnischen Anlagenteil und 40 % für den maschinentechnischen Anlagenteil aufgewendet werden. Die Lebensdauer für Gebäude und technische Bauwerke (z. B. Reaktorbauwerk) wird auf 20 Jahre, die der Anlagentechnik auf 10 Jahre geschätzt. Bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen 3 und 4 wird aufgrund der Aufbereitungstechnik für Bioabfälle angenommen, dass 40 % der Gesamtinvestitionen für den gebäudetechnischen Anlagenteil und 60 % für den maschinentechnischen Anlagenteil entfallen (FNR, 2006, S. 133). Für sämtliche Anlagentypen und Anlagenteile wird zum Ende der Nutzungsdauer ein Restwert von Null unterstellt.

Die kalkulatorischen Zinsen werden mit einem kalkulatorischen Zinssatz von 6 %/a bestimmt. Dieser Zinssatz orientiert sich an den aktuellen Bedingungen des Programms „Erneuerbare Energien" der Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW). Die KfW weist darin im August 2008 für Finanzierungen von Umweltinvestitionen für natürliche Personen

und Kommunen einen effektiven Jahreszins von 5 % und für Unternehmen von 5 % bis 8 % aus (KfW, 2008).

Für Wartung und Instandhaltung werden jährliche Kosten in Höhe von 2 % der Investitionen des gebäudetechnischen Anlagenteils und 4 % der Investitionen des maschinentechnischen Anlagenteils angenommen (FNR, 2006, 2004, S. 132, S. 192). Die Wartungskosten des Blockheizkraftwerkes sind darin nicht enthalten. Sie werden über die durchschnittlichen Konditionen eines Vollwartungsvertrages, der auch eine Generalüberholung beinhaltet, in Abhängigkeit der BHKW-Leistung bestimmt. Als Konstante c in Gleichung [5.6] werden 0,05 €/kW a und als Exponent e -0,2219 angenommen (ASUE, 2005, S. 14). Unter diesen Wartungsbedingungen kann auch für das biogasbetriebene Blockheizkraftwerk eine Lebensdauer von zehn Jahren unterstellt werden (ASUE, 2005, S. 9).

Für Versicherungen wird von jährlichen Kosten in Höhe von 0,5 % der Gesamtinvestitionen ausgegangen (FNR, 2004, S. 193).

5.3.3. Durchsatzabhängige Kosten

Durchsatzabhängige Kosten fallen bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen für den Verbrauch von Strom und Dieselkraftstoff und den Einsatz von Maissilage an. Die garantierte Einspeisevergütung für Strom aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen liegt über den aktuellen Bezugspreisen für Strom. Für diese Anlagen wird daher die Deckung des Eigenstromverbrauchs über den externen Strombezug und nicht über das eigene BHKW unterstellt. Der Bezugspreis wird mit 16,5 Cent/kWh angenommen (Eurostat, 2008a). Im Jahr 2007 betrug der durchschnittliche Preis 1,17 €/L Dieselkraftstoff (Eurostat, 2008b). Da der Preis für Dieselkraftstoff im Jahr 2008 stark gestiegen ist, wird in dieser Arbeit von einem Preis für Dieselkraftstoff in Höhe von 1,40 €/L ausgegangen.

Die Kosten für den Bezug von Maissilage frei Anlage beliefen sich laut einer Umfrage im Dezember 2006 unter 89 landwirtschaftlichen Biogasanlagenbetreibern zwischen 15 €/t und 40 €/t (Scholwin u. a., 2007, S. 95). Die Substratkosten für den Einsatz von Maissilage werden demzufolge mit 25 €/t und zuzüglich Transportkosten angenommen.

Bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen fallen durchsatzabhängige Kosten beim Verbrauch von Frischwasser sowie bei der Entsorgung von Störstoffen aus der Bioabfallaufbereitung an. Für Frischwasser werden spezifische Kosten in Höhe von 1,80 €/m^3 un-

terstellt. Dies entspricht dem durchschnittlichen Trinkwasserpreis in Baden-Württemberg im Jahr 2007 (Burr u. Haug, 2007, S. 43). Die Kosten für die Entsorgung von Störstoffen aus der Bioabfallaufbereitung werden in Anlehnung an die Kosten der Bioabfallbehandlung in Kompostierungsanlagen und der Mitverbrennung von Klärschlamm in Großfeuerungsanlagen auf 70 €/t geschätzt (Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, 2007; Schmelz, 2007).

Da die garantierte Einspeisevergütung des EEG für Strom aus abfallwirtschaftlichen Biogasanlagen unter den aktuellen Strompreisen liegt, wird für die abfallwirtschaftlichen Anlagentypen näherungsweise die vollständige Deckung des Eigenstrombedarfs über das eigene Blockheizkraftwerk unterstellt. Verbrauchsabhängige Kosten für den externen Strombezug fallen somit nicht an.

Bei Anlagentyp 4 fallen zusätzlich noch durchsatzabhängige Kosten für den Einsatz von Konditionierungsmittel zur Gärrestentwässerung sowie für die Entsorgung des dabei entstehenden Abwassers (Zentrat) und die thermische Behandlung des entwässerten Gärrestes an. Die spezifischen Kosten für den Verbrauch an Flockungshilfsmitteln zur Gärrestentwässerung werden mit 2,5 €/kg Polymersubstanz angenommen (Petrik u. a., 2004). Für die Rückführung von Zentrat aus der Gärrestentwässerung als Abwasser werden näherungsweise Entsorgungskosten in Höhe von 1 €/m^3 unterstellt. Dies entspricht knapp der Hälfte des durchschnittlichen Abwasserpreises (2,14 €/m^3) in Baden-Württemberg im Jahr 2007 (Burr u. Haug, 2007, S. 43). Aufgrund der direkten Rückführung des Zentrats in die Kläranlage wird der Kostenanteil für das Kanalnetz im Abwasserpreis nicht berücksichtigt.

Die durchschnittlichen Kosten für die thermische Behandlung von mechanisch entwässerten Klärschlamm (30 % TS) in Deutschland betrugen im Jahr 2006 zwischen 40 €/t und 100 €/t (Schmelz, 2007). Im unteren Drittel dieser Kostenspanne liegt die Mitverbrennung in einem Braunkohlekraftwerk, im mittleren Drittel die Mitverbrennung in einem Steinkohlekraftwerk und im oberen Drittel die Mitverbrennung in einer Müllverbrennungsanlage sowie die Klärschlammmonoverbrennung. Für die thermische Behandlung von entwässertem Gärrest in einem Steinkohlekraftwerk wird von spezifischen Kosten in Höhe von 60 €/t ausgegangen.

Die aufgeführten spezifischen Kosten und Verrechnungspreise werden zusammen mit den Ergebnissen der Stoff- und Energiestrommodellierung zur Berechnung der durchsatzabhängigen Kosten verwendet.

5.3.4. Personalkosten

Die Personalkosten setzen sich aus dem jährlichen Arbeitsaufwand und den spezifischen Arbeitskosten zusammen. Der Arbeitsaufwand in Co-Vergärungsanlagen hängt neben dem Aufwand für das Substratmanagement, wie Substrataufbereitung, Lagerung und Dosierung, auch von dem Aufwand für die Anlagensteuerung, die Datenerfassung und die Organisation ab. Für das Substratmanagement kann von einem linearen Zusammenhang zwischen eingesetzter Substratmenge und erforderlichem Arbeitsaufwand ausgegangen werden. Der Arbeitsaufwand für die Organisation und Steuerung des Anlagenbetriebes verläuft mit zunehmender Anlagengröße hingegen degressiv.

In den landwirtschaftlichen Anlagentypen wird ein Arbeitszeitbedarf von 0,1 h/t für das Substratmanagement von Maissilage angenommen (FNR, 2006, S. 132). Das Substratmanagement umfasst die Lagerung der Maissilage in einem Fahrsilo sowie die Feststoffdosierung in den Reaktor per Radlader und Schneckenpumpe. Für die weiteren administrativen und technischen Arbeiten wird ein wöchentlicher Arbeitszeitbedarf von zehn Stunden unterstellt (FNR, 2004, S. 171).

Der Tarifvertrag der IG Bauen Agrar Umwelt führt im Tarifbereich Landwirtschaft acht Lohn- und Gehaltsgruppen auf. Einschließlich eines Arbeitgeberanteils an den Lohnnebenkosten in Höhe von 20 % ergeben sich Lohnkosten in Höhe von 7,8 €/h bis 13,6 €/h (WSI, 2006b). Aufgrund der technischen Anforderungen an den Betrieb von Biogasanlagen wird bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen von Lohnkosten in Höhe von 15 €/h ausgegangen.

Der Arbeitskräftebedarf in abfallwirtschaftlichen Vergärungsanlagen wird von Edelmann u. Schleiss (2001, S. 75) bei einem Jahresinput von 10 000 t Bioabfall mit drei Arbeitskräften beziffert. Für den Betrieb einer Vergärungsanlage gleicher Kapazität als Vorstufe zu einer Kompostierungsanlage kann des Weiteren von einem Arbeitskräftebedarf von ein bis zwei Mitarbeitern ausgegangen werden (Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, 2007, S. 14). Da die betrachteten abfallwirtschaftlichen Anlagentypen rund 10 000 t Bioabfälle im Jahr einsetzen und das Substratmanagement für die flüssigen Substrate Rindergülle und Klärschlamm weitgehend automatisiert betrieben werden kann, wird für die Anlagentypen 3 und 4 ein Arbeitskräftebedarf von drei Mitarbeitern unterstellt.

Der Tarifvertrag der Vereinten Dienstleistungsgewerkschaft für den Tarifbereich private Recycling- und Entsorgungswirtschaft weist zwölf Gehaltsgruppen auf. Die Bruttojahresgehälter reichen einschließlich eines Arbeitgeberanteils an den Lohnnebenkosten in Höhe von 20 % von 20 000 € in der niedrigsten Gehaltsgruppe bis zu 41 000 € in der höchsten Gehaltsgruppe (WSI, 2006a). Für den Betrieb der abfallwirtschaftlichen Anlagentypen wird ein mittleres Jahresgehalt der Mitarbeiter von 30 000 € angenommen.

5.3.5. Transportkosten

Die Transportkosten werden in Abhängigkeit der Substrat- und Gärrestart, des eingesetzten Transportmittels und der Transportentfernung bestimmt und setzen sich aus einem fixen und einem variablen Kostenanteil zusammen. Die Transportkostenanteile werden auf Basis eines zeitbezogenen Kostensatzes für die jeweiligen Transportfahrzeuge bestimmt. Dieser beträgt für landwirtschaftliche Züge 50 €/h, für kommunale Sammelfahrzeuge 60 €/h und für LKW mit Anhänger 70 €/h (Doedens u. a., 2004, Kap. 9 S. 145), (KTBL, 2002, S. 136).

Der fixe Transportkostenanteil beinhaltet die Kosten für die Bereitstellung des Fahrzeuges sowie der Be- und Entladung. Für die Anlieferung von Maissilage wird ein landwirtschaftlicher Zug, bestehend aus einem Schlepper und zwei Anhängern, eingesetzt. Die maximale Nutzlast beträgt 16 Tonnen, als Bereitstellungszeit werden 45 Minuten veranschlagt. Daraus ergibt sich ein fixer Transportkostenanteil für Maissilage in Höhe von 2,35 €/t.

Sowohl für die Anlieferung von Rindergülle als auch für den Abtransport von flüssigem Gärrest zur stofflichen Verwertung wird ein landwirtschaftlicher Zug mit einem Tankanhänger und einer maximalen Nutzlast von 15 Tonnen verwendet. Die Bereitstellungszeit wird auf 15 Minuten geschätzt. Der fixe Transportkostenanteil für Gülle und flüssigen Gärrest beträgt dann 0,85 €/t.

Bei der Anlieferung von Bioabfällen fallen nur fixe Transportkosten für die Entladung der Bioabfälle an. Der Zeitbedarf zur Entladung und Wiegung des Fahrzeuges wird auf 15 Minuten geschätzt. Die maximale Nutzlast des Sammelfahrzeuges beträgt zehn Tonnen. Daraus ergibt sich ein fixer Transportkostenanteil für Bioabfälle in Höhe von 1,5 €/t.

Der entwässerte Gärrest wird mit einem für den Ferntransport geeigneten dreiachsigen Abrollkipper mit Anhänger und einer maximalen Nutzlast von 20 Tonnen zur Feuerungsanlage transportiert (Doedens u. a., 2004, Kap. 9 S. 144). Bei einer Bereitstellungszeit von 30 Minuten beträgt der fixe Transportkostenanteil 1,75 €/t.

Der variable Kostenanteil beinhaltet die Hin- und Rückfahrt und hängt neben der maximalen Nutzlast auch von der Durchschnittsgeschwindigkeit des Fahrzeuges ab. Diese wird differenziert für einen Nahbereich bis zehn Kilometer und einen Fernbereich größer zehn Kilometer angegeben. Damit sollen die Verkehrsverhältnisse im innerstädtischen Bereich und außerorts auf einer Landstraße abgebildet werden. Die Durchschnittsgeschwindigkeit der landwirtschaftlichen Züge wird im Nahbereich mit 20 km/h und im Fernbereich mit 40 km/h angenommen. Für das kommunale Sammelfahrzeug und den Abrollkipper mit Anhänger wird im Nahbereich von einer Durchschnittsgeschwindigkeit von 30 km/h und im Fernbereich von 60 km/h ausgegangen.

Für Maissilage, Gülle und flüssigen Gärrest ergibt sich daraus ein variabler Transportkostenanteil von 0,32 €/tkm im Nahbereich und 0,16 €/tkm im Fernbereich. Für Bioabfälle lassen sich variable Transportkosten im Nahbereich von 0,4 €/tkm und 0,2 €/tkm im Fernbereich ableiten. Der variable Transportkostenanteil für entwässerten Gärrest beträgt 0,24 €/tkm im Nahbereich und 0,12 €/tkm im Fernbereich.

Die so ermittelten Transportkosten sind mit den auf das Jahr 2006 angepassten Richtsätzen[2] der kostenorientierten, unverbindlichen Richtsatztabelle für den Güterkraftverkehr (KURT) vergleichbar (Pittrohf, 1999).

5.3.6. Bestimmung der Leistungen

Erlöse aus der Stromeinspeisung

Die Erlöse für die Einspeisung von Strom aus Co-Vergärungsanlagen werden durch das EEG vorgegeben und setzen sich aus einer leistungsabhängigen Grundvergütung und Zusatzvergütungen, beispielsweise für den Einsatz von nachwachsenden Rohstoffen, zusammen (vgl. Abschnitt 2.4.1). Für Strom aus Anlagentyp 1 ergibt sich eine Vergütung von 22,67 Cent/kWh. Diese setzt sich aus der Grundvergütung bis

[2]Preisstand der Tabelle ist 1998. Die Anpassung erfolgte mit Hilfe des Verbraucherpreisindexes des statistischen Bundesamtes für den Verkehrssektor (Steigerungsrate 1998–2006: +25%)

150 kW (11,67 Cent/kWh), dem Nawaro-Bonus (7 Cent/kWh) und dem Güllebonus (4 Cent/kWh) zusammen.

Die Vergütungshöhe für Strom von Anlagentyp 2 beträgt 17,63 Cent/kWh und setzt sich anteilig aus der leistungsabhängigen Grundvergütung und dem Nawaro-Bonus zusammen. Die Anlagentypen 3 und 4 erhalten für die Stromeinspeisung lediglich die vorgesehene Grundvergütung. Sie beträgt 9,88 Cent/kWh für Anlagentyp 3 (Strom aus Biogas) und 7,08 Cent/kWh für Anlagentyp 4 (Strom aus Klärgas).

Erlöse für Kuppelprodukte

Wärme und Gärrest zur stofflichen Verwertung stellen die Kuppelprodukte der Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen dar. Mit der im Rahmen der Stromerzeugung anfallenden Wärmemenge wird zunächst der Eigenwärmebedarf der Co-Vergärungsanlage gedeckt. Die verbleibende Überschusswärme kann dann im landwirtschaftlichen Betrieb oder in der Kläranlage genutzt werden. In diesem Fall stellt die Wärmenutzung eine Eigenleistung dar. Ist beim Betreiber der Co-Vergärungsanlage kein ausreichender Wärmebedarf vorhanden, kann die überschüssige Wärme über ein Nahwärmenetz oder ein Teil des Biogases über eine Biogasleitung zum Standort eines externen Wärmeverbrauchers in der Umgebung der Co-Vergärungsanlage geleitet werden. Dieses Konzept wurde beispielsweise für ein Schul- und Sportzentrum (Nahwärmenetz, 1 km) und ein Kreishaus (Biogasleitung, 3,6 km) in Nordrhein-Westfalen umgesetzt (Energieagentur NRW, 2008, 2007).

Die Arbeitsgemeinschaft für Wärme und Heizkraftwirtschaft führt jährlich einen Preisvergleich für Fernwärme in Deutschland durch. Im Jahr 2007 betrug der Fernwärmepreis bei einer Abnahme von 288 MWh/a durchschnittlich 6,5 Cent/kWh (AGFW, 2007, S. 6). Für die Wärmenutzung werden für alle betrachteten Anlagentypen Erlöse in Höhe von 5 Cent/kWh Wärme unterstellt. Für die Nutzung von Wärme als Kuppelprodukt der Stromerzeugung ist im EEG für Biogasanlagen eine KWK-Bonus von 3 Cent/kWh KWK-Strom vorgesehen. Mit Hilfe der Stromkennzahl kann der KWK-Bonus auf die genutzte Wärmemenge als Bezugsgröße umgerechnet werden. Für die Nutzung von einer Kilowattstunde Wärme ergibt sich bei Anlagentyp 1 ein KWK-Bonus in Höhe von 2,22 Cent, bei Anlagentyp 2 von 2,33 Cent und bei Anlagentyp 3

von 2,45 Cent. Für die Wärmenutzung in klärgasbetriebenen Anlagen (Anlagentyp 4) ist im EEG kein KWK-Bonus vorgesehen.

Wird die genutzte Überschusswärme über ein Nahwärmenetz zum Verbraucher geleitet, sind noch die jährlichen Kosten des Nahwärmenetzes zu berücksichtigen. Für die Verlegung der Hauptleitung ist mit spezifischen Investitionen in Höhe von 450 €/m zu rechnen (Energieagentur NRW, 2008) (Wirtschaftsministerium Baden-Württemberg, 2004, S. 80). Werden einschließlich der Verlegung der Hausleitung und der Installation der Übergabestation spezifische Investitionen von 500 €/m sowie eine Nutzungsdauer von 25 Jahren, ein kalkulatorischen Zinssatz von 6 %/a und Wartungskosten von jährlich 2 % der Investitionssumme unterstellt, ergeben sich jährliche Kosten für den Betrieb eines Nahwärmenetzes von 45 €/m Trassenlänge. Diese Kosten müssen zumindest durch die erzielten Wärmeerlöse gedeckt werden.

Aus den im Gärrest enthaltenen Nährstoffen lässt sich bei der stofflichen Verwertung des Gärrestes ein Düngerwert als Eigenleistung ableiten. Der Düngerwert des Gärrestes wird über den pflanzenverfügbaren Anteil der Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium im Gärrest sowie den durchschnittlichen Preisen für Mineraldünger bestimmt. Die in der Gülle enthaltenen Nährstoffe fließen dabei nicht in die Bestimmung des Düngerwertes ein, da sie der Tierhaltung und nicht der Co-Vergärung zugerechnet werden (vgl. Abschnitt 3.3.2).

In den Jahren 2006 und 2007 lagen die durchschnittlichen Preise für Stickstoffdünger bei 755 €/t, für Phosphatdünger bei 636 €/t und für Kalidünger bei 334 €/t (Industrieverband Agrar e.V., 2007, S. 52). Da die Nährstoffe im Gärrest als Gemisch vorliegen, werden die Einzeldüngerpreise nur zu 70 % für die Bestimmung des Düngerwertes herangezogen.

Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen und Klärschlamm

Betreiber von biologischen Abfallbehandlungsanlagen erzielen für die Annahme und Behandlung von Bioabfällen und Klärschlamm üblicherweise Erlöse. Die Höhe dieser Erlöse hängt neben dem Abfallaufkommen und der verfügbaren Entsorgungskapazität auch von den Behandlungsalternativen des jeweiligen Abfallstoffes ab.

Die Behandlungskosten für Bio- und Grünschnittabfälle in Kompostierungsanlagen in Deutschland schwanken je nach technischer Ausführung der Kompostierungsanlage

in einem Bereich von 20 €/t bis 100 €/t. Bei einer gekapselten Rotteanlage liegen die Behandlungskosten bereits bei 50 €/t bis 60 €/t (Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, 2007, S. 8). Da für die Kompostierung von Bioabfällen eine im Vergleich zur Kompostierung von Grünschnitt höhere technische Ausstattung der Kompostierungsanlage nötig ist, können für die anaerobe Behandlung von Bioabfällen in Co-Vergärungsanlagen Erlöse in Höhe von 80 €/t unterstellt werden.

Für die anaerobe Behandlung von Klärschlamm in Anlagentyp 4 werden Erlöse, die in ihrer Höhe den dem Kläranlagenbetreiber ansonsten anfallenden Entsorgungskosten entsprechen, angenommen. Als Entsorgungsalternative wird eine Klärschlammentwässerung mit anschließender thermischer Behandlung betrachtet. Das Umweltministerium Baden-Württemberg hat aus einer Befragung der Kläranlagenbetreiber im Jahr 2000 Kosten der Klärschlammentwässerung von etwa 150 €/t TS bis 180 €/t TS ermittelt (UM BW, 2002, S. 9). Für Klärschlamm mit einem TS-Gehalt von 4 % entspricht dies Entwässerungskosten in Höhe von 6 €/t bis 7 €/t. Die spezifischen Entsorgungskosten der thermischen Klärschlammbehandlung werden mit 60 €/t entwässertem Klärschlamm (8 €/t Nassschlamm) angenommen (vgl. Abschnitt 5.3.3). In der Summe ergeben sich daraus für Kläranlagenbetreiber spezifische Behandlungskosten für die Mitverbrennung von Klärschlamm in Höhe von 14 €/t bis 15 €/t. Für Anlagentyp 4 werden Erlöse für die anaerobe Behandlung von Klärschlamm in Höhe von 14 €/t unterstellt.

5.4. Ergebnisse der ökonomischen Bewertung

Im Rahmen der ökonomischen Bewertung der betrachteten Anlagentypen zur Co-Vergärung werden die spezifischen Kosten der Stromerzeugung den entsprechenden Leistungen gegenübergestellt und die relevanten Einflussparameter bestimmt (Abschnitt 5.4.1). Die Sensitivität einzelner Parameter auf das Betriebsergebnis wird für die betrachteten Anlagentypen mittels einer Parametervariation ermittelt (Abschnitt 5.4.2).

5.4.1. Kosten und Leistungen der Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen

Die Gesamtkosten der Nettostromerzeugung in den landwirtschaftlichen Anlagentypen betragen 22 Cent/kWh bei Anlagentyp 1 und 20 Cent/kWh bei Anlagentyp 2 (Abbildung 5.1). Die investitionsabhängigen Kosten stellen mit einem Anteil von rund 50 % an

den Gesamtkosten die jeweils größte Kostenposition dar. Die durchsatzabhängigen Kosten machen weitere 30 % (Anlagentyp 1) bzw. 40 % (Anlagentyp 2) der Gesamtkosten aus und werden von den Bezugskosten für Maissilage dominiert. Die angenommenen Maissilagekosten in Höhe von 25 €/t entsprechen bei Anlagentyp 2 einem Anteil von rund 7 Cent/kWh an den Stromgestehungskosten.

Die Transportkosten tragen bei Anlagentyp 1 zu etwa 20 % und bei Anlagentyp 2 zu rund 10 % der Gesamtkosten bei. Während bei Anlagentyp 1 die Transportkosten vom Gülle- und Gärresttransport dominiert werden, stellt bei Anlagentyp 2 der Maistransport die entscheidende Größe dar. Die Personalkosten spielen bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen nur eine untergeordnete Rolle.

Anlagentyp 1 (Typ „Gülle") ist mit der Modellanlage III (75 % Rinder- und Schweinegülle, 25 % Mais- und Grassilage, 150 kW_{el}) der Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung vergleichbar (FNR, 2004, S. 132, 207). Die Stromgestehungskosten fallen mit 16 Cent/kWh für diese Modellanlage aufgrund von vergleichsweise niedrigen spezifischen Investitionen (3 000 €/kW) geringer als bei Anlagentyp 1 aus. Aufgrund des Größendegressionsansatzes ergeben sich bei Anlagentyp 1 in diesem Fall höhere spezifische Investitionen. Dieser Umstand erscheint gerade bei Anlagen kleiner Leistung gerechtfertigt. Anlagentyp 2 liegt mit seiner Kapazität von 300 kW_{el} (ca. 150 m^3 Biogas/h) zwischen den Anlagentypen BG50 N (56 m^3 Biogas/h, 90 % Maissilage, 10 % Gülle) und BG250 N (280 m^3 Biogas/h, 90 % Maissilage, 10 % Gülle) der Studie zur Einspeisung von Biogas (Kaltschmitt u. a., 2005, S. 64–68). Die Stromgestehungskosten aus Rohbiogas liegen in dieser Studie zwischen 17 Cent/kWh (BG50 N) und 23 Cent/kWh (BG250 N) und sind damit mit den Stromgestehungskosten von Anlagentyp 2 vergleichbar (Kaltschmitt u. a., 2005, S. 85).

Die Leistungen der Nettostromerzeugung summieren sich bei Anlagentyp 1 auf 27 Cent/kWh und bei Anlagentyp 2 auf 22 Cent/kWh und liegen somit über den jeweiligen Stromgestehungskosten. Die Stromerlöse tragen zu 90 % (Anlagentyp 1) bzw. 85 % (Anlagentyp 2) zu den gesamten Leistungen bei. Aufgrund des Güllebonus lässt sich bei Anlagentyp 1 bereits mit den Erlösen der Stromeinspeisung ein wirtschaftlicher Anlagenbetrieb darstellen. Bei Anlagentyp 2 sind hingegen zusätzlich Erlöse aus der Wärmenutzung für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb nötig. Die angenommenen Wärmeerlöse und der KWK-Bonus sind bei Anlagentyp 2 für 10 % der Leistungen verantwortlich. Der Nawaro-Bonus in Höhe von 7 Cent/kWh deckt bei Anlagentyp 2 die

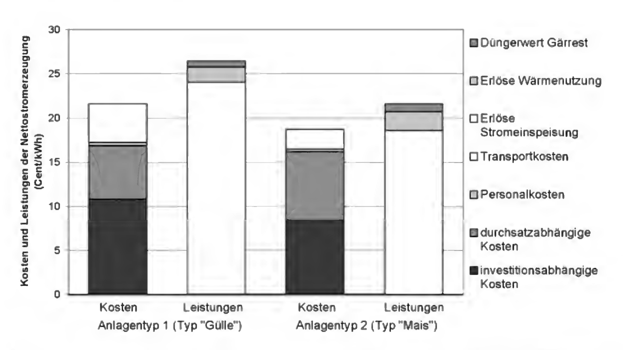


Abb. 5.1.: Kosten und Leistungen der Nettostromerzeugung in den landwirtschaftlichen Anlagentypen zur Co-Vergärung

Kosten der Maissilagebereitstellung. Der Düngerwert des Gärrestes trägt bei beiden Anlagentypen zu rund 5 % der Gesamtleistung bei.

Die Stromgestehungskosten der abfallwirtschaftlichen Anlagentypen liegen für Anlagentyp 3 bei 39 Cent/kWh und für Anlagentyp 4 bei 61 Cent/kWh (Abbildung 5.2). Sie übersteigen damit die Stromgestehungskosten in den landwirtschaftlichen Anlagentypen um etwa 100 % bis 200 %. Die investitionsabhängigen Kosten tragen bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen mit 27 Cent/kWh zu rund 70 % (Anlagentyp 3) bzw. 45 % (Anlagentyp 4) zu den Gesamtkosten der Stromerzeugung bei.

Ein Anlagentyp zur Monovergärung von jährlich rund 35 000 t Bioabfällen (1 400 kW_{el} BHKW-Leistung) wird in der Studie zur Biogaseinspeisung mit betrachtet. Bei dieser Modellanlage lassen sich Stromgestehungskosten von 33 Cent/kWh bei dezentraler Nutzung des Rohbiogases ableiten (Kaltschmitt u. a., 2005, S. 85). Aufgrund der größeren Anlagenleistung und der Monovergärung von Bioabfällen sind die Stromgestehungskosten mit den Stromgestehungskosten von Anlagentyp 3 vergleichbar.

Bei Anlagentyp 4 stellen auch die durchsatzabhängigen Kosten mit einem Anteil von 45 % an den Gesamtkosten eine bedeutende Größe dar. Die durchsatzabhängigen Kosten werden in erster Linie von den Entsorgungskosten der thermischen Gärrestbehandlung

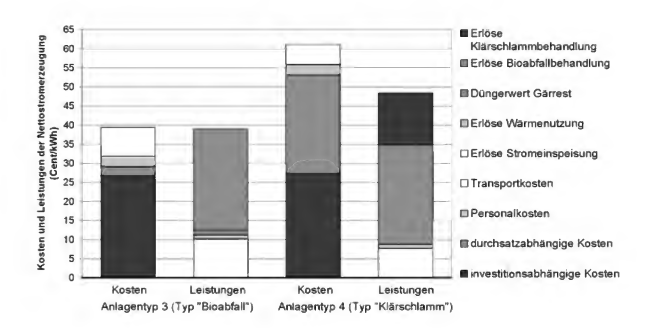


Abb. 5.2.: Kosten und Leistungen der Nettostromerzeugung in den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen zur Co-Vergärung

bestimmt. Die Personal- und Transportkosten beeinflussen bei Anlagentyp 4 die Gesamtkosten nur zu rund 10 %. Aufgrund des Gülleanteils von 50 % an der Substratzusammensetzung bei Anlagentyp 3 sowie der stofflichen Verwertung von flüssigem Gärrest ergeben sich bei dieser Anlagenkonstellation Transportkosten von 8 Cent/kWh (20 % der Gesamtkosten).

Die erzielten Erlöse aus der Stromeinspeisung reichen bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen für einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb nicht aus. Die im EEG festgelegten Vergütungssätze von rund 10 Cent/kWh für Anlagentyp 3 und 8 Cent/kWh für Anlagentyp 4 können die Gesamtkosten der Stromerzeugung nur zu 26 % (Anlagentyp 3) bzw. 12 % (Anlagentyp 4) decken. Auch mit Wärmeerlösen und dem Düngerwert des Gärrestes ist kein kostendeckender Anlagenbetrieb möglich. Die entscheidenden Erlöse der abfallwirtschaftlichen Anlagentypen sind die erzielten Erlöse zur Behandlung von Bioabfällen und Klärschlamm.

Bei Anlagentyp 3 kann mit den unterstellten Annahmeerlösen für Bioabfälle in Höhe von 80 €/t ein kostenneutraler Anlagenbetrieb erreicht werden. Aufgrund der zusätzlichen Kosten für die thermische Gärrestbehandlung reichen bei Anlagentyp 4 diese Annahmeerlöse für einen kostenneutralen Anlagenbetrieb nicht aus. Die unterstellten Annahmeerlöse für Klärschlamm in Höhe von 14 €/t entsprechen den durchschnittli-

chen Kosten der Klärschlammentwässerung und thermischen Klärschlammentsorgung in Baden-Württemberg (vgl. Abschnitt 5.3.6). Wird bei Anlagentyp 4 unterstellt, dass aus diesem Grund keine höheren Annahmeerlöse für die Behandlung von Klärschlamm zu erzielen sind, so sind für die Behandlung von Bioabfällen Erlöse von mindestens 120 €/t erforderlich.

Im Vergleich zur Co-Vergärung von Gülle und Bioabfällen führt die gemeinsame Behandlung von Bioabfällen und Klärschlamm zu höheren Gesamtkosten. Aus ökonomischer Sicht zeigt die Co-Vergärung von Bioabfällen und Klärschlamm unter den getroffenen Annahmen keine Vorteile.

Die spezifischen Investitionen, die Bereitstellungskosten von Maissilage, die Kosten der thermischen Gärrestbehandlung sowie die Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen stellen die relevanten ökonomischen Parameter in den betrachteten Anlagentypen zur Co-Vergärung dar. Ihr Einfluss auf das Betriebsergebnis wird nachfolgend zusammen mit den Parametern erzeugte Strommenge, Wärmenutzungsgrad und Transportentfernung in einer Sensitivitätsanalyse näher betrachtet.

5.4.2. Sensitivitätsanalysen

Die Auswirkung von Parametervariationen im Bereich von -100 % bis +100 % auf das Betriebsergebnis wird für jeden Anlagentyp mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse betrachtet. Das Betriebsergebnis stellt dabei die Differenz aus Leistungen und Kosten dar.

Bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen werden die spezifischen Investitionen in einem Bereich von 0 €/kW bis 7 600 €/kW und die Bereitstellungskosten für Maissilage in einem Bereich von 0 €/t bis 50 €/t variiert. Die spezifischen Investitionen der abfallwirtschaftlichen Anlagentypen werden von 0 €/kW bis 19 000 €/kW betrachtet. Die erzielten Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen werden von 0 €/t bis 160 €/t und für die Behandlung von Klärschlamm von 0 €/t bis 28 €/t dargestellt.

Der Wärmenutzungsgrad wird für alle Anlagentypen in einem Bereich von 0 % (Parametervariation −100 %) bis 50 % (Parametervariation +100 %) dargestellt. Die Variation der Transportentfernung und der jährlichen Strommenge wird für jeden Anlagentyp einzeln ausgewiesen.

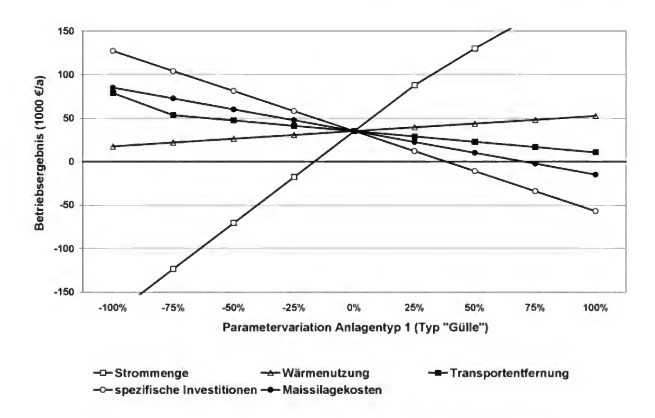


Abb. 5.3.: Sensitivitätsanalyse des Betriebsergebnisses für Anlagentyp 1

Sensitivitätsanalyse von Anlagentyp 1

Der Variationsbereich der Transportentfernung beträgt bei Anlagentyp 1 für Rindergülle, Maissilage und Gärrest 0 km bis 10 km. Die Strommenge wird in einem Bereich von 0 MWh/a bis 2 010 MWh/a variiert. Das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse für Anlagentyp 1 zeigt Abbildung 5.3.

Die erzeugte Strommenge stellt die sensitivste Größe von Anlagentyp 1 in Bezug auf das Betriebsergebnis dar. Die Abnahme der Strommenge um mehr als 18 % führt bei Anlagentyp 1 zu einem negativen Betriebsergebnis. Ein Anstieg der spezifischen Investitionen um mehr als 40 % auf 6 500 €/kW führt ebenfalls zu einem negativen Betriebsergebnis.

Die Bereitstellungskosten für Maissilage zeigen dem gegenüber einen geringeren Einfluss. Erst bei einem Kostenanstieg um mehr als 75 % auf über 44 €/t ist ein kostendeckender Anlagenbetrieb nicht mehr möglich. Der Einfluss der Transportentfernung und des Wärmenutzungsgrades auf das Betriebsergebnis spielen bei Anlagentyp 1 nur eine untergeordnete Rolle.

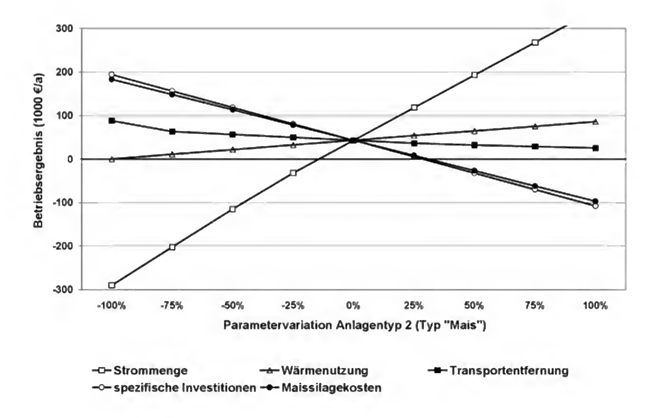


Abb. 5.4.: Sensitivitätsanalyse des Betriebsergebnisses für Anlagentyp 2

Sensitivitätsanalyse von Anlagentyp 2

Bei Anlagentyp 2 wird die Transportentfernung für Maissilage und Gärrest in einem Bereich von 0 km bis 15 km abgebildet. Die Rindergülle stammt bei Anlagentyp 2 vom hofeigenen Viehbestand, so dass kein straßengebundener Transport erforderlich ist. Die Variation der Strommenge erstreckt sich auf einen Bereich von 0 MWh/a bis 4 060 MWh/a. Das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse für Anlagentyp 2 zeigt Abbildung 5.4.

Auch bei Anlagentyp 2 stellt die erzeugte Strommenge den sensitivsten Parameter hinsichtlich des Betriebsergebnisses dar. Bei einer Abnahme der jährlichen Strommenge um mehr als 14 % ist unter den getroffenen Annahmen ein kostendeckender Anlagenbetrieb nicht mehr möglich. Die Bereitstellungskosten für Maissilage sowie die spezifischen Investitionen zeigen bei Anlagentyp 2 eine vergleichbare Sensitivität auf das Betriebsergebnis.

Bei einem Anstieg der Maissilagekosten auf 32 €/t (+25 %) ergibt sich ein Betriebsergebnis von 0 €/a. Um diesen Preisanstieg auszugleichen, müsste bei Anlagentyp 2 der Wärmenutzungsgrad um 75 % auf knapp 45 % gesteigert werden. Allerdings werden

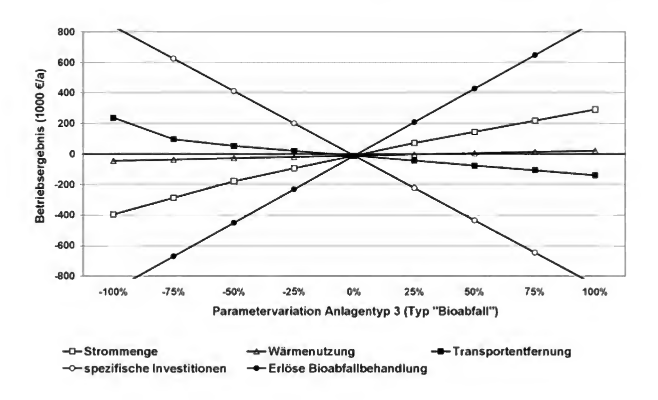


Abb. 5.5.: Sensitivitätsanalyse des Betriebsergebnisses für Anlagentyp 3

in dieser Betrachtung keine Kosten für den Betrieb eines Nahwärmenetzes berücksichtigt. Aus den unterstellten Wärmeerlösen für die Nutzung von 25 % der überschüssigen Wärme kann bei Anlagentyp 2, einschließlich des KWK-Bonus, ein Nahwärmenetz von rund 1 000 m Länge betrieben werden (vgl. Abschnitt 5.3.6). Um die skizzierte Kostensteigerung der Maissilagebereitstellung über eine verstärkte Wärmenutzung außerhalb der Co-Vergärungsanlage auszugleichen, wird somit ein externer Wärmeabnehmer in einem Umkreis von maximal 1 500 m um die Co-Vergärungsanlage benötigt.

Die Transportentfernung zeigt im variierten Bereich bei Anlagentyp 2 nur eine geringe Sensitivität auf das Betriebsergebnis.

Sensitivitätsanalyse von Anlagentyp 3

Die Transportentfernungen werden bei Anlagentyp 3 für Bioabfall in einem Bereich von 0 km bis 40 km und für Gärrest und Rindergülle von 0 km bis 10 km abgebildet. Die Variation der Strommenge wird für den Bereich von 0 MWh/a bis 8 300 MWh/a durchgeführt.

Im Gegensatz zu den landwirtschaftlichen Anlagentypen 1 und 2 stellt bei Anlagentyp 3 die jährliche Strommenge nicht die sensitivste Größe hinsichtlich des Betriebsergebnisses dar. Das Betriebsergebnis wird bei Anlagentyp 3 im Wesentlichen von der Höhe der Erlöse für die anaerobe Behandlung von Bioabfällen bestimmt (Abbildung 5.5). Die Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen weisen eine um den Faktor drei höhere Sensitivität im Vergleich zur jährlichen Strommenge auf.

Die Sensitivität der spezifischen Investitionshöhe ist in etwa mit der Sensitivität der Erlöse für Bioabfälle zu vergleichen. Da die investitionsabhängigen Kosten nach dem Bau der Anlage eine relativ feste Größe bilden, kann aus Sicht des Anlagenbetreibers auf sinkende Erlöse oder steigende Kosten am ehesten mit einer Erhöhung des Substratdurchsatzes reagiert werden. Ein eventueller Rückgang des Methanertrages und damit auch der jährlichen Strommenge, beispielsweise aufgrund der Verkürzung der hydraulischen Verweilzeit der Substrate im Reaktor, wirkt sich weniger deutlich auf das Betriebsergebnis aus als die Zunahme der Erlöse für die Bioabfallbehandlung.

Der Wärmenutzungsgrad und die Transportentfernung weisen nur eine geringe Sensitivität in Bezug auf das Betriebsergebnis auf.

Sensitivitätsanalyse von Anlagentyp 4

Bei Anlagentyp 4 wird die Transportentfernung für Bioabfälle im Bereich von 0 km bis 40 km und für Gärrest zur Mitverbrennung im Bereich von 0 km bis 100 km variiert. Die Strommenge wird in einem Bereich von 0 MWh/a bis 8 300 MWh/a abgebildet. Die Kosten der thermischen Gärrestbehandlung werden in einem Intervall von 0 €/t bis 120 €/t dargestellt.

Unter den getroffenen Annahmen weist Anlagentyp 4 ein negatives Betriebsergebnis von -400 000 €/a auf. Um einen kostendeckenden Betrieb der Anlage zu erreichen, sind Änderungen im Bereich der Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen oder Klärschlamm, der spezifischen Investitionen oder der Gärrestbehandlungskosten erforderlich. Diese Parameter weisen eine ausreichend hohe Sensitivität auf das Betriebsergebnis auf.

Für einen kostenneutralen Anlagenbetrieb müsste im Vergleich zu den Basisannahmen beispielsweise eine Steigerung der Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen um 50 % auf 120 €/t oder eine Steigerung der Erlöse für die Behandlung von Klärschlamm

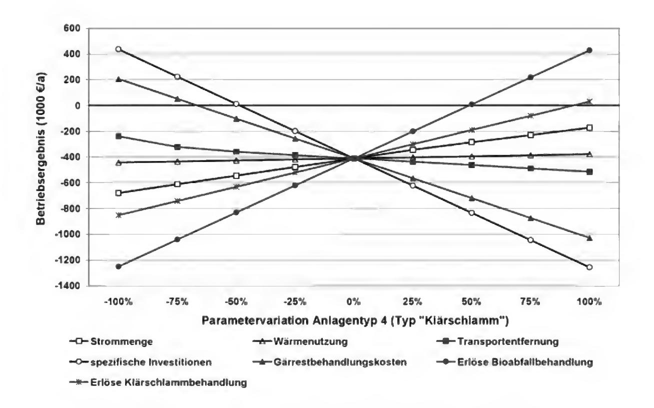


Abb. 5.6.: Sensitivitätsanalyse des Betriebsergebnisses für Anlagentyp 4

um 100 % auf 28 €/t erzielt werden. Alternativ dazu führt auch die Abnahme der spezifischen Investition um 50 % auf 4 750 €/kW oder der Gärrestentsorgungskosten um 75 % auf 20 €/t zu einem kostendeckenden Anlagenbetrieb. Eine Abnahme der spezifischen Investitionen ist bei Anlagentyp 4 beispielsweise über die Nutzung bestehender Faulbehälter der Kläranlage als Vergärungsreaktoren möglich. Entsorgungskosten für Gärreste in Höhe von 20 €/t sind nur bei einer stofflichen Verwertung der Gärreste, beispielsweise in der Landwirtschaft oder dem Landschaftsbau, möglich (Schmelz, 2007).

Sowohl die Höhe der Transportentfernungen, als auch die Höhe der jährlichen Strommenge und des Wärmenutzungsgrades beeinflussen das Betriebsergebnis bei Anlagentyp 4 nur in geringem Maße.

5.5. Zusammenfassung der ökonomischen Bewertung von Co-Vergärungsanlagen

Die Wirtschaftlichkeit der Stromerzeugung in landwirtschaftlichen Co-Vergärungsanlagen wird im Wesentlichen von der Höhe der spezifischen Investitionen, den Erlösen aus

der Stromeinspeisung und den Kosten der Maissilagebereitstellung beeinflusst. Stromgestehungskosten von 20 Cent/kWh bis 22 Cent/kWh stehen Stromeinspeisevergütungen durch das EEG von etwa 19 Cent/kWh bis 24 Cent/kWh gegenüber. Insbesondere für Anlagen mit einem Gülleanteil von mehr als 30 % in der Substratmischung (Güllebonus) sowie für Anlagen mit einem Wärmenutzungsgrad von mindestens 25 % ist ein wirtschaftlicher Anlagenbetrieb möglich.

Die Höhe des Bezugspreises für Maissilage stellt für diese Anlagen allerdings eine sensitive Größe dar. Ein Anstieg der Bereitstellungskosten auf über 30 €/t Maissilage muss mit zusätzlichen Leistungen ausgeglichen werden. In der Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung werden im Rahmen einer Substratvariation in landwirtschaftlichen Biogasanlagen mit 30 €/t bis 40 €/t vergleichbare maximale Bereitstellungskosten für Maissilage frei Biogasanlage angegeben (FNR, 2004, S. 201).

Eine Möglichkeit zur Verbesserung der Wirtschaftlichkeit landwirtschaftlicher Co-Vergärungsanlagen stellt die Erhöhung des Wärmenutzungsgrades dar. In erster Linie ist dabei nach einer passenden Wärmesenke, beispielsweise einer Heizungs-, Trocknungs- oder Kühlanlage, auf dem Gelände der Co-Vergärungsanlage zu suchen. In einem begrenzten Umkreis (< 1 500 m) kann die Wärme auch über ein Nahwärmenetz an einen externen Wärmeabnehmer abgegeben werden. Die Kosten des Nahwärmenetzes von jährlich rund 45 €/m Trassenlänge müssen dann auch von den Wärmeerlösen gedeckt werden.

Die Stromerzeugung aus Biogas stellt das Unternehmensziel von landwirtschaftlichen Co-Vergärungsanlagen dar. Die Wirtschaftlichkeit dieser Anlagentypen wird daher maßgeblich vom Methanertrag der Substrate, der daraus erzeugten Nettostrommenge sowie den im EEG festgelegten Vergütungssätzen der Stromeinspeisung beeinflusst. Für einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb ist daher auch die Qualität der eingesetzten Substrate und die Art der Prozessführung und Anlagensteuerung (z. B. Eigenstromverbrauch) von Bedeutung. Die Anlagen- und Substratparameter Methanertrag, elektrischer BHKW-Wirkungsgrad und Eigenstromverbrauch beeinflussen die spezifischen Nettostrommenge einer Co-Vergärungsanlage. Die jährlich erzeugte Strommenge weist bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen die höchste Sensitivität auf das Betriebsergebnis auf. Andere Arbeiten zeigen diesbezüglich ähnliche Ergebnisse. Bei der Variation ökonomischer Parameter in landwirtschaftlichen Biogasanlagen weisen auch der Me-

thanertrag und der elektrische BHKW-Wirkungsgrad den größten Einfluss auf das Gesamtergebnis auf (Keymer, 2005b, S. 74).

Abfallwirtschaftliche Co-Vergärungsanlagen sind aus ökonomischer Sicht hingegen in erster Linie Abfallbehandlungsanlagen. Hier stellen die Erlöse für die anaerobe Behandlung von Bioabfällen und Klärschlamm die entscheidenden Größen dar. Für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb sind Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen von 80 €/t zu erzielen. Die Kosten der aeroben Behandlung von Bioabfällen in Kompostierungsanlagen liegen im Vergleich dazu bei rund 60 €/t (Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, 2007, S. 8). Die Erlöse der Stromerzeugung spielen für die Wirtschaftlichkeit von Anlagen zur Vergärung von Bioabfällen nur eine sekundäre Rolle. Die Wirtschaftlichkeit dieser Vergärungsanlagen kann daher mit einem hohen Substratdurchsatz gesteigert werden, auch wenn dann der Biogasertrag und damit die Erlöse aus der Stromeinspeisung aufgrund eines unvollständigen anaeroben Abbaus im Reaktor zurückgehen.

Bei Anlagentyp 4 müssen die Verfahrenskosten in erster Linie über die Erlöse für die Behandlung von Klärschlamm und Bioabfall gedeckt werden. Werden für die anaerobe Behandlung von Klärschlamm Erlöse unterstellt, die den Entwässerungs- und Entsorgungskosten für Klärschlamm aus Sicht des Kläranlagenbetreibers entsprechen, so sind zusätzliche Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen in Höhe von 40 €/t erforderlich.

Die Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen ist daher ökonomisch nur unter bestimmten Voraussetzungen sinnvoll. Ein wichtiges Kriterium stellt die Qualität des Klärschlamms dar. Ist aufgrund einer geringen Schadstoffbelastung des Klärschlamms eine stoffliche Gärrestnutzung möglich, so ist bei Gärrestentsorgungskosten bis 20 €/t ein kostendeckender Anlagenbetrieb möglich. Synergieeffekte zwischen Kläranlage und Co-Vergärungsanlage, insbesondere im Bereich der investitionsabhängigen Kosten, beispielsweise bei anstehenden Sanierungsmaßnahmen der Kläranlage oder bei der gemeinsamen Nutzung von bereits bestehenden und nicht ausgelasteten Faulbehältern der Kläranlage, können ebenfalls zu einem kostendeckenden Anlagenbetrieb führen.

6. Standortplanung von Co-Vergärungsanlagen

In diesem Kapitel wird die Entwicklung eines Modells zur Standortplanung von Co-Vergärungsanlagen unter ökonomischen und ökologischen Zielkriterien sowie dessen exemplarische Anwendung dargestellt. In Abschnitt 6.1 werden zunächst verschiedene Methoden zur Standortplanung und in Abschnitt 6.2 bestehende Ansätze zur Standortplanung von Co-Vergärungsanlagen vorgestellt. Unter Berücksichtigung der in Abschnitt 6.3 entwickelten Modellanforderungen zur Standortplanung von Co-Vergärungsanlagen wird in Abschnitt 6.4 der Aufbau des Planungsmodells detailliert beschrieben. Auf den Aspekt von Mehrzielentscheidungen wird in Abschnitt 6.5 eingegangen.

Die Anwendung des Planungsmodells erfolgt exemplarisch für die Region Heilbronn. Die raumbezogenen Daten der Region Heilbronn werden in Abschnitt 6.6 mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) abgebildet und dargestellt. Die Standortplanung wird für die in Abschnitt 3.3 bis Abschnitt 3.6 beschriebenen Anlagentypen durchgeführt. Die Ergebnisse der optimalen Standortwahl für die landwirtschaftlichen Anlagentypen sind in Abschnitt 6.7 und für die abfallwirtschaftlichen Anlagentypen in Abschnitt 6.8 dargestellt.

6.1. Methoden zur Standortplanung

Für die Lösung von Standortplanungsproblemen stehen verschiedene Methoden des Operations Research zur Verfügung. Sie lassen sich hinsichtlich des Lösungsraumes in Methoden zur Standortplanung in der Ebene und zur Standortplanung in Netzwerken beziehungsweise diskreten Standortplanung unterscheiden. Die Art der Standortsuche lässt sich dabei weiter in Methoden zur Minimierung der durchschnittlichen Entfernung (Minisum-Probleme) und Methoden zur Minimierung der maximalen Entfernung (Minimax-Probleme) untergliedern (Püchert, 1995, S. 139) (Domschke u. Drexel, 1996, S. 10) (Klose, 2001, S. 11).

6.1.1. Standortplanung in der Ebene

Die Methoden zur Standortplanung in der Ebene setzten einen kontinuierlichen Lösungsraum voraus, in dem jeder Punkt der Ebene Teil dieses Lösungsraumes ist und somit einen potenziellen Standort darstellt. Die Messung des Abstandes zweier Punkte auf dieser Ebene erfolgt über eine geeignete Metrik (z. B. Euklidische Metrik), mit der auch die Koordinaten der gesuchten Standorte bestimmt werden. Die Länge des Abstandes ist dabei proportional zu den Transportkosten oder anderen Eigenschaften des Transportes, wie beispielsweise dessen Umweltauswirkungen (vgl. Domschke u. Drexel, 1996, S. 10).

Im einfachen Weber-Problem wird genau ein Standort gesucht, dessen Summe aus den gewichteten Abständen zu den gegebenen Nachfrageorten minimal ist (Minisum-Problem). Für das Weber-Problem steht ein iteratives Lösungsverfahren zur Verfügung. Anwendungsfälle für Minisum-Probleme sind beispielsweise die Standortwahl von zentralen Einrichtungen wie Krankenhäusern oder Schulen. Beim Multi-Weber-Problem werden für die vorgegebenen Nachfrageorte mehrere neue Standorte gesucht, so dass auch eine simultane Zuordnung der Angebotsstandorte zu den Nachfrageorten möglich ist (Klose, 2001, S. 13).

Die so genannten Zentrenprobleme sind Minimax-Probleme, bei denen die Standortwahl hinsichtlich der Minimierung des maximalen Abstandes zu den gegebenen Nachfragestandorten stattfindet. Wie auch das Weber-Problem kann das Zentrenproblem für mehrere Angebotsstandorte als p-Zentrenproblem dargestellt werden (Klose, 2001, S. 15). Optimale Standorte für zentrale Einrichtungen werden bei Zentrenproblemen in Bezug auf die maximale Entfernung eines Nachfragestandortes zu einem Angebotsstandort bestimmt.

Aufgrund des kontinuierlichen Lösungsraumes stellen die Methoden zur Standortplanung in der Ebene eine hohe Abstraktion der realen räumlichen Verhältnisse dar, und sie werden daher für Standortentscheidungen nur in begrenztem Umfang eingesetzt (Püchert, 1995, S. 140).

6.1.2. Diskrete Standortplanung

Bei der diskreten Standortplanung in einem Netzwerk wird der Lösungsraum auf die Elemente eines vorgegebenen Netzwerkes beschränkt. Das Netzwerk hat dabei die Form

eines gerichteten oder ungerichteten Graphen und setzt sich aus einer Menge an Knoten und Kanten zusammen. Die Entfernung zweier Punkte auf dem Graphen lässt sich dann als kürzester Weg entlang der zulässigen Kanten darstellen.

Beim p-Median-Problem werden p Standorte bestimmt, für welche die Summe der Entfernungen der Nachfrageknoten zum nächstgelegenen Angebotsstandort minimal ist. Das p-Median-Problem stellt ein Minisum-Problem auf einem Graphen dar und entspricht somit dem Multi-Weber-Problem in der Ebene. Das p-Median-Problem lässt sich auch als lineares binäres Optimierungsproblem formulieren (Klose, 2001, S. 16) (Engels, 2002, S. 186).

Auch Minimax-Lokationsprobleme auf einem Graphen (Zentrenprobleme) können als diskretes Optimierungsproblem dargestellt und beispielsweise mit Hilfe des Branch and Bound Verfahrens oder eines heuristischen Verfahrens gelöst werden (Neumann u. Morlock, 2004, S. 392–406).

Mit diskreten Standortplanungsmodellen können sowohl einstufige als auch mehrstufige Transportflüsse abgebildet werden. Des Weiteren können auch standortspezifische Faktoren (z. B. Fixkosten) und Kapazitätsbeschränkungen berücksichtigt werden. Die Standortentscheidung kann hierarchisch strukturiert für mehrere Umladeknoten aufgebaut sein und auch mehrere Produktarten umfassen. Bezüglich des Planungszeitraumes ist sowohl eine einperiodische als auch eine mehrperiodische Optimierung möglich. Bei der mehrperiodischen Optimierung kann sich die Nachfrage über die Zeit verändern und Angebots- oder Umladeknoten können in unterschiedlichen Perioden eröffnet und geschlossen werden (Klose, 2001, S. 18).

Diese Planungsprobleme werden auch als Warehouse-Location-Probleme[1] bezeichnet. Die Anzahl der optimalen Standorte kann binär oder ganzzahlig sein. Im Fall einer gemischt-ganzzahligen linearen Optimierung ist die Anzahl der Standorte häufig nicht vorgegeben sondern Teil der Lösung. Nichtlineare Abbildungszusammenhänge, wie z. B. Größendegressionseffekte bei den Herstellkosten von Gütern, müssen bei einer linearen Optimierung durch eine abschnittsweise lineare Approximation in einen linearen Zusammenhang überführt werden (Domschke u. Drexel, 1996, S. 54).

Warehouse-Location-Probleme können unter Berücksichtigung einer oder auch mehrerer Zielfunktionen gelöst werden. Pareto-optimale Lösungen sind in diesem Zusammenhang dadurch gekennzeichnet, dass keine andere zulässige Lösung existiert, für

[1] Andere Bezeichnungen sind Plant-Location-Probleme oder Facility-Location-Probleme

die das eine Zielkriterium „besser“ wird und die anderen Zielkriterien „nicht schlechter“ werden (Neumann u. Morlock, 2004, S. 136). Bei mehrdimensionalen gemischt-ganzzahligen linearen Optimierungsproblemen können pareto-optimale Lösungen durch eine parametrische Optimierung bestimmt werden. Die individuell optimalen Lösungen einer Zielfunktion werden dabei für variierende Beschränkungen der anderen Zielfunktionen bestimmt. Für zwei Zielfunktionen ergibt sich aus dieser Beziehung eine Trade-Off-Kurve mit pareto-optimalen Lösungen (Karl, 2004, S. 108).

Die einzelnen Zielfunktionen können auch sequentiell nach einer festgelegten Rangfolge beachtet werden. Bei diesem Verfahren wird zunächst eine Lösung für die wichtigste Zielfunktion bestimmt. Die weiteren Zielfunktionen werden danach nur berücksichtigt, wenn es mehrere optimale Lösungen für die erste Zielfunktion gibt (Neumann u. Morlock, 2004, S. 139).

Beim Goal Programming orientiert sich die Optimierung an vorgegebenen Zielwerten, die beispielsweise die individuell optimalen Lösungen der einzelnen Zielfunktionen darstellen können. Diese Zielwerte sollen bei der Optimierung „möglichst gut“ erreicht werden, so dass beim Goal Programming die Minimierung der gewichteten Summe der positiven Differenzen der Zielfunktionswerte von den vorgegebenen Zielwerten erfolgt (Neumann u. Morlock, 2004, S. 141).

6.2. Stand der Standortplanung von Co-Vergärungsanlagen

Mit der Abbildung von raumbezogenen Daten in einem Geographischen Informationssystem (GIS) können Fragestellungen zur Standortplanung auf der Basis von topographischen und thematischen Karten bearbeitet werden. Eine übliche GIS-Anwendung zur Standortplanung ist die Auswahl und Eingrenzung von geeigneten Flächen mittels Verschneidung raumbezogener Informationen. In diesem Kontext können beispielsweise bestimmte Flächenmerkmale (z. B. unbebautes Gebiet, keine Wasserfläche) mit Mindest- und Maximalabständen zu Infrastruktureinrichtungen (z. B. Verkehrsnetz, Energieversorgung) oder möglichen Schutzgebieten berücksichtigt werden.

In einem vom Fraunhofer-Institut UMSICHT koordinierten Forschungsprojekt[2] des Bundesministeriums für Bildung und Forschung zur Biogaseinspeisung wird gegen-

[2] Projekttitel: „Beseitigung technischer, rechtlicher und ökonomischer Hemmnisse bei der Einspeisung biogener Gase in das Erdgasnetz zur Reduzierung klimarelevanter Emissionen durch Aufbau und

wärtig eine GIS-Anwendung zur Standortanalyse erstellt. In diesem Projekt wird die Standortanalyse auf Basis des örtlichen Substratangebotes und dem Verlauf und der Beschaffenheit des Gasnetzes durchgeführt. Die möglichen Räume für einen geeigneten Standort werden anhand des verfügbaren Substratangebotes eingegrenzt und die Transportdistanz zu den potenziellen Einspeisepunkten mittels rasterbasierter Berechnungen bestimmt (ESRI Geoinformatik, 2008).

Die zur Standortplanung von Entsorgungsanlagen und Anlagen zur energetischen Biomassenutzung existierenden Arbeiten führen die Standortwahl auf Basis einer gemischt-ganzzahligen, linearen Optimierung durch. Sasse (2000) hat beispielsweise die Klärschlammentsorgung in Baden-Württemberg als zweistufiges, kapazitiertes Planungsmodell abgebildet und exemplarisch für die Situation im Landkreis Tuttlingen angewendet. Die optimale Standortwahl wird dabei hinsichtlich der Minimierung der Gesamtkosten und des kumulierten Energieaufwandes bestimmt. Beide Zielkriterien werden durch eine parametrische Optimierung zur Bildung von pareto-optimalen Lösungen berücksichtigt. Der kumulierte Energieaufwand repräsentiert in diesem Fall die Umweltauswirkungen des Entsorgungssystems.

Die kostenminimale Standortwahl einer BtL-Anlage für Biokraftstoffe der zweiten Generation in Baden-Württemberg wird von Kerdoncuff (2008) ebenfalls mit einem zweistufigen, kapazitierten Planungsmodell durchgeführt. Die Umweltauswirkungen werden in dieser Arbeit nicht bei der optimalen Standortwahl berücksichtigt und erst im Anschluss an die Optimierung in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, KEA, Versauerung und Eutrophierung bestimmt.

Eine optimale Standortwahl von Co-Vergärungsanlagen unter ökonomischen und ökologischen Zielkriterien ist bisher noch nicht durchgeführt worden. Die skizzierten Ansätze zur Standortplanung mittels GIS-Anwendung und gemischt-ganzzahliger, linearer Optimierung können zur Bearbeitung dieser Fragestellung herangezogen und weiterentwickelt werden.

Anwendung einer georeferenzierten Datenbank - Strategieentwicklung zur politischen und techno-ökonomischen Umsetzung“

6.3. Modellanforderungen zur Standortplanung von Co-Vergärungsanlagen

Mit Hilfe des Planungsmodells sollen optimale Standorte für Co-Vergärungsanlagen hinsichtlich ökonomischer und ökologischer Kriterien bestimmt werden. Gegenstand der Optimierung ist die Zuordnung der räumlich verteilt vorliegenden Substratarten Maissilage, Rindergülle, Bioabfälle und Klärschlamm zu den entsprechenden Co-Vergärungsanlagen sowie die Zuordnung der daraus entstehenden Gärrückstände zu den räumlich verteilt vorliegenden Senken der Gärrestverwertung. Es handelt sich somit um einen zweistufigen Güterfluss, wobei die Co-Vergärungsanlagen Umladeknoten mit Stoffumwandlung darstellen.

Das Planungsmodell weist bezüglich des Substrataufkommens, der Gärrestverwertung und der Anlagengröße Kapazitätsbeschränkungen auf. Im Gegensatz zu der optimalen Standortwahl in klassischen Distributionssystemen, wo ausgehend von einer vorgegebenen Nachfrage optimale Produktionsstandorte oder Verteilungszentren bestimmt werden, handelt es sich in diesem Fall um ein rückwärts gerichtetes Distributionssystem. Ausgehend von einem vorgegebenen Angebot an Abfallstoffen und nachwachsenden Rohstoffen werden optimale Standorte für deren Behandlung in Co-Vergärungsanlagen sowie der Verwertung der daraus entstehenden Gärrückstände gesucht. Püchert (1995, S. 145) hat die Analogie eines klassischen Warehouse-Location-Problems zu einem zweistufigen Kreislaufwirtschaftssystem-Problem ausführlich erläutert.

Aus graphentheoretischer Sicht kann das skizzierte Planungsmodell als ein gerichteter Graph dargestellt werden. Ein Knoten kann dabei eine Substratquelle (Angebotsknoten), eine Gärrestsenke (Verwertungsknoten) oder einen Co-Vergärungsstandort (Behandlungsknoten) repräsentieren. Die Bewertung der Kanten entspricht der im Netzwerk fließenden Stoffströme und bildet die innerhalb des Netzwerkes stattfindenden Transportprozesse ab. In Abbildung 6.1 ist das Planungsmodell zur Standortwahl von Co-Vergärungsanlagen als zweistufiges Warehouse-Location-Problem dargestellt.

Ein Angebotsknoten wird dabei durch die jährlich anfallende Menge der Substratart n am Standort i definiert. Das Behandlungsverfahren setzt sich im dargestellten Fall aus einer Co-Vergärungsanlage der Kapazitätsklasse w am Standort j zusammen. Die abschließende Gärrestsenke ist durch die Verwertungskapazität am Standort k definiert.

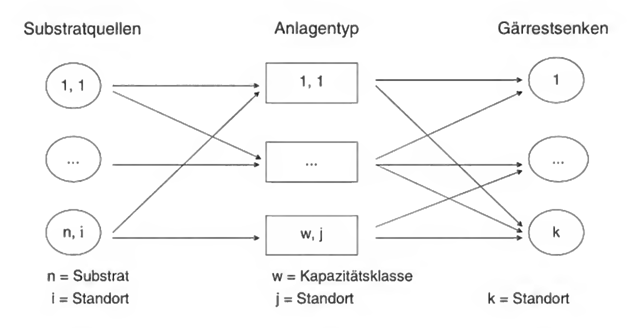


Abb. 6.1.: Netzwerk zur energetischen Biomassenutzung in Co-Vergärungsanlagen (eigene Darstellung)

Das zu entwickelnde Planungsmodell soll für einen statischen Betrachtungszeitraum (z. B. ein Jahr) ausgerichtet werden. Eine dynamische Modellierung über mehrere Perioden hinweg wird mit dem Planungsmodell nicht angestrebt. Die optimale Standortwahl soll jedoch für mehrere Zielkriterien durchgeführt werden. Neben ökonomischen sind auch ökologische Zielkriterien in die Standort- und Kapazitätsplanung einzubeziehen. Die Anzahl der zu errichtenden Co-Vergärungsanlagen sowie deren Kapazitätsklasse wird nicht vorgegeben und ist somit Teil der Lösung des Planungsproblems.

Mit dem Planungsmodell sollen des Weiteren unterschiedliche Anlagentypen zur Co-Vergärung mit jeweils spezifischen Kosten und Umweltauswirkungen abgebildet werden können. Dabei sind insbesondere Größendegressionseffekte sowohl für ökonomische Größen (z. B. Höhe der Investitionen, Vergütungssätze des EEG) als auch technische Parameter (Wirkungsgrade des BHKW) zu implementieren. Die Anlagentypen zur Co-Vergärung sind weiter an Mindestmengen der Eingangssubstrate sowie bestimmte Substratkombinationen gebunden, so dass sich daraus Beschränkungen hinsichtlich der Substratzufuhr ergeben. Die einzelnen Substratarten und Gärreste werden mit unterschiedlichen Transportmitteln transportiert, so dass sich substrat- und gärrestspezifische Transportkosten und Umweltauswirkungen ergeben. Die Transportkosten werden ab-

schnittsweise linear für den Nah- und den Fernbereich abgebildet. Die Berücksichtigung einer Tourenplanung ist aufgrund des getrennten Transportes der einzelnen Substratarten nicht erforderlich.

Die formulierten Modellanforderungen lassen sich vollständig als gemischt-ganzzahliges, lineares Optimierungsproblem darstellen und mit dem GAMS[3] cplex-Solver lösen.

6.4. Formulierung des Modells zur optimalen Standortwahl von Co-Vergärungsanlagen

Das Planungsmodell zur simultanen Standort- und Kapazitätsplanung von Co-Vergärungsanlagen wird in diesem Abschnitt als zweistufiges, kapazitiertes Warehouse-Location-Problem formuliert. In Abschnitt 6.4.1 werden zunächst die berücksichtigten Anlagentypen zur Co-Vergärung definiert. Die im Planungsmodell verwendeten Indizes, Parameter und Entscheidungsvariablen werden in Abschnitt 6.4.2 erläutert. Die ökonomische Zielfunktion ist in Abschnitt 6.4.3, die ökologischen Zielfunktionen sind in Abschnitt 6.4.4 dargestellt. Die berücksichtigten Nebenbedingungen werden in Abschnitt 6.4.5 definiert und erläutert.

6.4.1. Definition der Anlagentypen zur Co-Vergärung

Die Standortplanung wird für die in Abschnitt 3.3 bis Abschnitt 3.6 dargestellten Co-Vergärungsanlagen durchgeführt. Die Kapazität der dort beschriebenen Anlagentypen wird auf die Kapazitätsklassen 150 kW, 300 kW, 600 kW und 1 200 kW ausgeweitet. Der elektrische Wirkungsgrad der BHKW nimmt beginnend bei 34 % mit zunehmender Anlagenkapazität auf 38 % zu. Der energetische Gesamtwirkungsgrad des BHKW wird für jede Anlagenkapazität auf 80 % festgelegt, so dass der thermische Wirkungsgrad mit zunehmender BHKW-Leistung entsprechend abnimmt (Tabelle 6.1) (vgl. ASUE, 2005, S. 37–38).

Im Gegensatz zu den in den Abschnitten 3.3 bis 3.6 vorgegebenen Substratmengen, werden im Planungsmodell nur bestimmte Unter- und Obergrenzen für die jeweiligen Substratarten festgelegt. Innerhalb dieser Grenzen kann die Substratkombination jeweils

[3] General Algebraic Modeling System

Tab. 6.1.: Definition der Anlagentypen

Wirkungsgrad BHKW	150 kW	300 kW	600 kW	1 200 kW
elektrisch	34 %	35 %	36 %	38 %
thermisch	46 %	45 %	44 %	42 %
Substratmischung	**Anlagentyp 1**	**Anlagentyp 2**	**Anlagentyp 3**	**Anlagentyp 4**
Maissilage	≥ 0 %	≥ 70 %	–	–
Rindergülle	≥ 30 %	≥ 10 %	≥ 0 %	–
Bioabfall	–	–	≥ 0 %	≥ 0 %
Klärschlamm	–	–	–	≥ 10 %

variiert werden. Anlagentyp 1 stellt den landwirtschaftlichen Anlagentyp auf Güllebasis mit einem Gülleanteil von mindestens 30 % dar. Bei Anlagentyp 1 ist grundsätzlich auch eine reine Güllevergärung möglich. Komplementär dazu verkörpert Anlagentyp 2 mit mindestens 70 % Maissilage den landwirtschaftlichen Anlagentyp auf Maissilagebasis. Der Rindergülleanteil wird bei Anlagentyp 2 aus Gründen der mikrobiologischen Prozessstabilität mit mindestens 10 % vorgegeben (Tabelle 6.1).

Das Angebot an Bioabfällen soll vollständig behandelt werden (vgl. Gleichung [6.4]). Bei Anlagentyp 3 können die Bioabfälle mit einem beliebigen Gülleanteil behandelt werden. Grundsätzlich ist damit auch eine reine Monovergärung von Bioabfällen möglich.

Der Klärschlammanteil in Anlagentyp 4 wird auf mindestens 10 % festgelegt. Klärschlammgemische aus Klärschlamm und den in Tabelle 11 und Tabelle 12 der Düngemittelverordnung genannten Abfallstoffe (z. B. Bioabfälle) gelten ebenfalls als Klärschlamm (AbfKlärV, 2006, §2) (DüMV, 2007, Anhang 1). Das Gasgemisch von Anlagentyp 4 wird somit als Klärgas bezeichnet und der erzeugte Strom entsprechend vergütet (EEG, 2008, §25).

Aufgrund der Pflicht zur vollständigen Behandlung des gesamten Bioabfallaufkommens ergeben sich zwangsweise bestimmte Anteile an Bioabfall in der Substratmischung, so dass ein Mindestanteil an Bioabfällen in den beiden abfallwirtschaftlichen Anlagentypen nicht vorgegeben wird. Bei dieser Festlegung ist prinzipiell auch ein Betrieb einzelner abfallwirtschaftlicher Co-Vergärungsanlagen ohne Bioabfall möglich.

6.4.2. Modellkonventionen

Indizes

Im Planungsmodell werden die nachfolgenden Indizes verwendet:

- n: Substratarten zur Co-Vergärung
- i: Angebotsstandorte für Substratarten
- j: Standorte für Co-Vergärungsanlagen
- k: Verwertungsstandorte für Gärreste
- w: Kapazitätsklassen der Co-Vergärungsanlagen
- u: Wirkungskategorien der Umweltauswirkungen

Als Substratarten n werden Maissilage, interne Rindergülle (Rindergülle$_{\text{int}}$), externe Rindergülle (Rindergülle$_{\text{ext}}$), Bioabfall und Klärschlamm berücksichtigt. Unter interner Rindergülle wird dabei die Rindergülle des hofeigenen Viehbestandes verstanden. Externe Rindergülle ist dem gegenüber als Rindergülle von Landwirten in der Umgebung der Co-Vergärungsanlage definiert (vgl. Abschnitt 6.6.3). Die Standorte i, j und k entsprechen den Mittelpunkten der einzelnen Gemeinden der Untersuchungsregion (vgl. Abschnitt 6.6). Die Kapazitätsklasse w kann Anlagenkapazitäten von 150 kW, 300 kW, 600 kW und 1 200 kW annehmen. Die Umweltauswirkungen u werden in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung, KEA und KEA$_{\text{Biomasse}}$ abgebildet.

Parameter des Untersuchungsraumes

Der Untersuchungsraum der Beispielregion wird mit Hilfe folgender Parameter beschrieben:

- Ang_{ni}: Angebot von Substratart n am Standort i (t/a)
- GRV_k: Gärrestverwertungskapazität am Standort k (t/a)
- $E1_{ij}$: Transportentfernung im Nahbereich von Standort i zu Standort j (km)
- $E2_{ij}$: Transportentfernung im Fernbereich von Standort i zu Standort j (km)

- $E1_{jk}$: Transportentfernung im Nahbereich von Standort j zu Standort k (km)
- $E2_{jk}$: Transportentfernung im Fernbereich von Standort j zu Standort k (km)

Eine Substratquelle am Standort i wird durch die dort verfügbare Menge der Substratart n, eine Gärrestsenke durch die am Standort k vorhandene Gärrestverwertungskapazität festgelegt. Das Substratangebot und die Gärrestverwertungskapazität in der Region Heilbronn sind im Anhang in den Tabellen A.17 und A.18 aufgeführt. Die Bestimmung des Substratangebotes und der Gärrestverwertungskapazität wird in Abschnitt 6.6 detailliert beschrieben.

Um eine Größendegression der Transportkosten abzubilden, werden diese in einen Nahbereich und einen Fernbereich unterschieden (abschnittsweise, lineare Approximation). Die Transportentfernungen für den Substrattransport von Standort i zu Standort j im Nahbereich bis 10 km werden mit dem Parameter $E1_{ij}$ dargestellt. Der Parameter $E2_{ij}$ bildet Transportentfernungen größer 10 km (Fernbereich) ab. Gleiches gilt für die Transportentfernungen des Gärresttransportes von Standort j zu Standort k.

Ökologische und ökonomische Transportparameter

Die Kosten und Umweltauswirkungen der Transportprozesse werden mit folgenden Parametern abgebildet:

- $TK1_n$: fixe Transportkosten der Substratart n (€/t)
- $TK2_n$: variable Transportkosten der Substratart n im Nahbereich (€/tkm)
- $TK3_n$: variable Transportkosten der Substratart n im Fernbereich (€/tkm)
- $TKG1_n$: fixe Transportkosten für Gärrest (€/t)
- $TKG2$: variable Transportkosten für Gärrest im Nahbereich (€/tkm)
- $TKG3$: variable Transportkosten für Gärrest im Fernbereich (€/tkm)
- TU_{nu}: Umweltauswirkungen des Transports der Substratart n in der Wirkungskategorie u (Einheit/tkm)
- TUG_u: Umweltauswirkungen des Gärresttransportes in der Wirkungskategorie u (Einheit/tkm)

Die Transportkosten setzen sich aus einem Fixkostenanteil ($TK1_n$ und $TKG1$) sowie einem variablen Kostenanteil im Nahbereich ($TK2_n$ und $TKG2$) und im Fernbereich zusammen ($TK3_n$ und $TKG3$). Diese Transportkostenbestandteile wurden im Rahmen der ökonomischen Bewertung bestimmt (vgl. Abschnitt 5.3.5).

Die Umweltauswirkungen des Transportes sind für die einzelnen Substratarten n und den Gärrest proportional zur gesamten Transportentfernung (TU_n und TUG). Die transportspezifischen Umweltauswirkungen wurden im Rahmen der ökologischen Bewertung bestimmt und sind im Anhang in Tabelle A.12 dargestellt (vgl. Abschnitt 4.4).

Technische Parameter der Anlagentypen zur Co-Vergärung

Die einzelnen Anlagentypen zur Co-Vergärung werden mit Hilfe der nachfolgenden Parameter charakterisiert:

- NSM_{nw}: spezifische Nettostrommenge der Substratart n in der Kapazitätsklasse w (kWh/t)
- BSM_{nw}: spezifische Bruttostrommenge der Substratart n in der Kapazitätsklasse w (kWh/t)
- t: jährliche Betriebszeit des BHKW (h/a)
- WM_{nw}: spezifische Wärmemenge der Substratart n in der Kapazitätsklasse w (kWh/t)
- GF_n: Umrechnungsfaktor zur Bestimmung des Gärrestanfalls der Substratart n
- $obAnlKap_w$: obere Schranke der Kapazitätsklasse w (kW)
- $unAnlKap_w$: untere Schranke der Kapazitätsklasse w (kW)

Die spezifische Bruttostrommenge BSM_{nw} und die spezifische Wärmemenge WM_{nw} leiten sich aus dem Methanertrag der Substratart n und dem elektrischen beziehungsweise thermischen Wirkungsgrad des BHKW in der Kapazitätsklasse w ab. Die entsprechende Nettostrommenge beinhaltet außerdem den substratspezifischen Eigenstromverbrauch der einzelnen Anlagentypen. Die mit Hilfe der Stoff- und Energiestrommodellierung bestimmten Parameter zeigt Tabelle A.14 im Anhang.

Die Umrechnungsfaktoren zur Bestimmung des Gärrestanfalls bei den Anlagentypen 1 bis 3 (flüssiger Gärrest) sowie bei Anlagentyp 4 (entwässerter Gärrest) wurden im Rahmen der Stoff- und Energiestrommodellierung bestimmt (Tabelle A.8).

Die jährliche Betriebszeit des BHKW wird zur Bestimmung der Anlagenkapazität benötigt und auf 7 500 h festgelegt. Die obere und die untere Schranke der vier Kapazitätsklassen sind ebenfalls im Anhang in Tabelle A.9 dargestellt.

Ökonomische Parameter der Anlagentypen zur Co-Vergärung

Die ökonomische Bewertung der Anlagentypen zur Co-Vergärung wird mit folgenden Parametern abgebildet:

- $invK_w$: Investitionsabhängige Kosten in der Anlagenkapazität w (€/a)
- $varK_n$: durchsatzabhängige Kosten der Substratart n (€/t)
- ESB_n: Erlöse für die Behandlung von Substratart n (€/t)
- $DueW_n$: Düngerwert des Gärrestes der Substratart n (€/t)
- SV_w: Stromvergütung in der Kapazitätsklasse w (€/kWh)
- WV_w: Wärmevergütung in der Kapazitätsklasse w (€/kWh)
- SM: Erzeugte Strommenge bei ökonomischer Optimierung (MWh/a)
- $unBE$: untere Schranke des spezifischen Betriebsergebnis bei der ökologischen Optimierung von Anlagentyp 1 und 2 (€/kWh)
- $obEB$: obere Schranke der Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen bei der ökologischen Optimierung von Anlagentyp 3 und 4 (€/t)

Die investitionsabhängigen und durchsatzabhängigen Kosten der einzelnen Anlagentypen und Substratarten wurden im Rahmen der ökonomischen Bewertung bestimmt (vgl. Kapitel 5). Während die investitionsabhängigen Kosten Größendegressionseffekte beinhalten, entwickeln sich die durchsatzabhängigen Kosten proportional zur Substratmenge.

Für die Behandlung von Klärschlamm in Anlagentyp 4 werden Erlöse in Höhe von 14 €/t unterstellt (Parameter $ESB_{\text{Klärschlamm}}$) (vgl. Abschnitt 5.3.6). Die Erlöse der restlichen Substratarten werden auf Null gesetzt. Die Erlöse, die für die Behandlung von Bioabfall in den Anlagentypen 3 und 4 für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb erzielt werden müssen, werden im Anschluss an die Optimierung bestimmt. Der Düngerwert des Gärrestes wird bei Maissilage mit 3,4 €/t und bei Bioabfall mit 3,7 €/t angenommen (vgl. Abschnitt 5.3.3). Für Rindergülle wird kein Düngerwert unterstellt, da die Nährstofffracht der Gülle (und damit auch der entsprechende Wert) der Viehhaltung zugewiesen wird. Die Bestimmung des Düngerwertes für Gärrest aus Klärschlamm ist aufgrund der thermischen Gärrestverwertung nicht erforderlich.

Die angenommene Stromvergütung entspricht der Einspeisevergütung des EEG ab dem Jahr 2009 für Strom aus Biogas beziehungsweise Klärgas. Für die Wärmenutzung werden Erlöse in Höhe von 5 Cent/kWh Wärme sowie der KWK-Bonus des EEG unterstellt (vgl. Abschnitt 5.3.6). Aufgrund der mit zunehmender Anlagenkapazität größer werdenden Stromkennzahl nimmt auch der auf die genutzte Wärme bezogene KWK-Bonus mit zunehmender Anlagenkapazität zu. Die ökonomischen Parameter zur Standortplanung zeigen Tabelle A.10 und Tabelle A.11.

Die Parameter SM, $unBE$ und $obEB$ werden für zusätzliche Nebenbedingungen bei der ökologischen Optimierung benötigt (vgl. Abschnitt 6.4.5).

Ökologische Parameter der Anlagentypen zur Co-Vergärung

Die ökologische Bewertung der Anlagentypen zur Co-Vergärung setzt sich aus durchsatzabhängigen Umweltauswirkungen und Gutschriften zusammen und wird mit folgenden Parametern dargestellt:

- $varU_{nu}$: durchsatzabhängige Umweltauswirkungen der Co-Vergärung von Substratart n in der Wirkungskategorie u (Einheit/t)
- $GutR_{nu}$: Gutschrift der Rindergüllenutzung in der Wirkungskategorie u (Einheit/t)
- $GutW_{u}$: Gutschrift der Wärmenutzung in der Wirkungskategorie u (Einheit/t)
- $GutG_{nu}$: Gutschrift der Gärrestnutzung in der Wirkungskategorie u (Einheit/t)

Die Umweltauswirkungen der einzelnen Substratarten in den jeweiligen Anlagentypen zur Co-Vergärung wurden mit Hilfe der Ökobilanzierung ermittelt (vgl. Kapitel 4). Die Parameter $varU_{nu}$ stellen die aggregierten Umweltauswirkungen der gesamten Prozesskette für eine Substratart in den einzelnen Wirkungskategorien dar. Sie beinhalten neben den prozessbedingten Umweltauswirkungen, wie z. B. die Emissionen des BHKW, auch die Vorketten der Dieselkraftstoffbereitstellung, der Mineraldüngerproduktion und dem Anbau von Silomais. Tabelle A.13 zeigt die substratspezifischen Umweltbelastungen sowie die Gutschriften für die Rindergüllenutzung ($GutR_{nu}$) und die Gärrestnutzung ($GutG_{nu}$). Für die Wärmenutzung ($GurW_u$) werden in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt 301 g CO_2-Äq./kWh, in der Wirkungskategorie Versauerung 290 mg SO_2-Äq./kWh und in der Wirkungskategorie KEA 1,37 kWh/kWh gutgeschrieben (vgl. Emissionsfaktoren des erdgasbefeuerten Heizkessels, Tabelle A.4).

Entscheidungsvariablen

Die Entscheidungsvariablen des Planungsmodells stellen die Höhe und die Zuordnung der einzelnen Substrat- und Gärrestströme zu den jeweiligen Co-Vergärungsanlagen und Gärrestverwertungsstandorten dar:

- x_{niwj}: Stofffluss von Substratart n von Standort i zur Co-Vergärungsanlage der Kapazitätsklasse w am Standort j (t/a)
- z_{wjk}: Stofffluss von Gärrest aus der Co-Vergärungsanlage der Kapazitätsklasse w am Standort j zur Gärrestverwertung am Standort k (t/a)
- y_{wj}: Binäre Variable zum Betrieb einer Co-Vergärungsanlage der Kapazitätsklasse w am Standort j

Die binäre Variable y_{wj} gibt an, ob am Standort j eine Co-Vergärungsanlage in der Kapazität w errichtet wird oder nicht. Entsprechend repräsentieren die Variablen x_{niwj} und z_{wjk} die von den Angebotsstandorten i zu dieser Anlage hinfließenden Substratströme beziehungsweise die von dieser Anlage zu den Verwertungsstandorten k fließenden Gärreströme.

6.4.3. Ökonomische Zielfunktion

Die ökonomische Zielfunktion zur Minimierung der Gesamtkosten K_{ges} setzt sich aus den Transportkosten zur Anlieferung der Substrate und dem Abtransport der Gärreste (I, II), den Verfahrenskosten der Co-Vergärung (III) sowie den Erlösen aus der Stromeinspeisung, der Wärmenutzung und der Behandlung von Klärschlamm (nur Anlagentyp 4) (IV) zusammen (Gleichung [6.1]).

Bei den Anlagentypen 1 und 2 wird die Stromeinspeisevergütung über die Bruttostrommenge BSM_{nw} und nicht, wie in Gleichung [6.1] dargestellt, über die Nettostrommenge $NSMnw$ bestimmt. Im Gegenzug enthalten die durchsatzabhängigen Kosten dieser Anlagentypen auch die Kosten für den externen Strombezug. Diese Unterscheidung wird nur getroffen, da die Vergütungssätze des EEG für Strom aus Biogas in landwirtschaftlichen Co-Vergärungsanlagen über den angenommenen Strombezugspreisen dieser Anlagen liegen.

$$\begin{aligned}
min\ K_{\text{ges}} = & \sum_n \sum_i \sum_w \sum_j x_{niwj} \cdot (TK1_n + E1_{ij} \cdot TK2_n + E2_{ij} \cdot TK3_n) && \text{I} \\
& + \sum_w \sum_j \sum_k z_{wjk} \cdot (TKG1 + E1_{jk} \cdot TKG2 + E2_{jk} \cdot TKG3) && \text{II} \\
& + \sum_w \sum_j y_{wj} \cdot invK_w + \sum_n \sum_i \sum_w \sum_j x_{niwj} \cdot varK_n && \text{III} \\
& - \sum_n \sum_i \sum_w \sum_j x_{niwj} \cdot (DueW_n + ESB_n + NSM_{nw} \cdot SV_w + WM_{nw} \cdot WV_w) && \text{IV}
\end{aligned}$$

[6.1]

6.4.4. Ökologische Zielfunktion

Die ökologischen Zielfunktionen zur Minimierung der Umweltauswirkungen $U_{ges\,u}$ setzen sich aus den Umweltauswirkungen des Substrat- und Gärresttransports (I, II), der Co-Vergärung (III) sowie den Gutschriften für die Güllenutzung, die Gärrestverwertung und die Wärmenutzung (IV) zusammen (Gleichung [6.2]). Insgesamt werden vier ökologische Zielfunktionen entsprechend den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung, KEA und $\text{KEA}_{\text{Biomasse}}$ bestimmt.

$$
\begin{aligned}
min\ U_{\text{ges u}} = & \sum_n \sum_i \sum_w \sum_j x_{niwj} \cdot TU_{nu} \cdot (E1_{ij} + E2_{ij}) && \text{I} \\
& + \sum_w \sum_j \sum_k z_{wjk} \cdot TUG_u \cdot (E1_{jk} + E2_{jk}) && \text{II} \\
& + \sum_n \sum_i \sum_w \sum_j x_{niwj} \cdot varU_{nu} && \text{III} \\
& - \sum_n \sum_i \sum_w \sum_j x_{niwj} \cdot (GutR_{nu} + GutG_{nu} \cdot GF_n + GutW_u \cdot WE_{nw}) && \text{IV} \\
& \forall\ u
\end{aligned}
$$

[6.2]

6.4.5. Nebenbedingungen

Die Minimierung der jeweiligen ökonomischen oder ökologischen Zielfunktion wird unter Berücksichtigung der im Folgenden beschriebenen Nebenbedingungen durchgeführt.

Substratangebot und Gärrestverwertungskapazität

Die Nutzung des verfügbaren Substratangebots wird anhand der jeweiligen Fragestellung der Standortplanung festgelegt. Bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen soll mit dem Substratangebot an Rindergülle und Maissilage in der Untersuchungsregion eine optimale Standortwahl zur Erzeugung einer bestimmten Strommenge getroffen werden. Das verfügbare Substratangebot an Rindergülle und Maissilage kann hierzu vollständig oder nur teilweise genutzt werden kann (Gleichung [6.3]).

$$\sum_n \sum_w \sum_j x_{niwj} \leq Ang_{ni} \quad \forall\ i;\ \forall\ n = \{\text{Maissilage, Rindergülle}_{\text{int}}, \text{Rindergülle}_{\text{ext}}\}$$

[6.3]

Bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen wird eine optimale Standortwahl hinsichtlich der Behandlung des regionalen Bioabfallaufkommens getroffen. Die Bioabfälle müssen demnach vollständig genutzt werden (Gleichung [6.4]).

$$\sum_n \sum_w \sum_j x_{niwj} = Ang_{ni} \qquad \forall\ i;\ \forall\ n = \{\text{Bioabfall}\} \qquad [6.4]$$

Gülle und Klärschlamm bilden in diesem Kontext nur die Kosubstrate, so dass sie vollständig oder nur teilweise verwendet werden können. Wird allerdings an einem Klär-

anlagenstandort eine Co-Vergärungsanlage vom Anlagentyp 4 errichtet, so muss der dort anfallende Klärschlamm ebenfalls vollständig verwertet werden (Gleichung [6.5]).

$$x_{niwj} = y_{wj} \cdot Ang_{ni} \qquad \forall\ i,w,j;\ \forall\ n = \{\text{Klärschlamm}\} \qquad [6.5]$$

Die Kapazität der Gärrestverwertung an den Standorten k ist ebenfalls vorgegeben (Gleichung [6.6]).

$$\sum_{w}\sum_{j} z_{wjk} \leq GRV_k \qquad \forall\ k \qquad [6.6]$$

Anlagenkapazität

Die Kapazitätsklasse der Co-Vergärungsanlage wird über den Substratzufluss und die substratspezifische Bruttostrommenge sowie mit Hilfe der Konstanten c bestimmt. Die Konstante c setzt sich aus einer jährlichen Betriebszeit von 7500 Stunden und einem Zuschlagsfaktor von 10 % zusammen. Der Zufluss der einzelnen Substratarten zu einer Co-Vergärungsanlage der Kapazitätsklasse w darf die obere Kapazitätsschranke nicht überschreiten und die untere Kapazitätschranke nicht unterschreiten (Gleichung [6.7] und Gleichung [6.8]).

$$c \cdot \sum_{n}\sum_{i} x_{niwj} \cdot BSM_{nw} \leq y_{wj} \cdot obAnlKap_w \qquad \forall\ w,j \qquad [6.7]$$

$$c \cdot \sum_{n}\sum_{i} x_{niwj} \cdot BSM_{nw} \geq y_{wj} \cdot unAnlKap_w \qquad \forall\ w,j \qquad [6.8]$$

Substratkombination

Die Kombination der Substratarten in den einzelnen Anlagentypen leitet sich aus den Vergütungssätzen des EEG ab. Um den Güllebonus des EEG zu erhalten, muss der Rindergülleanteil in Anlagentyp 1 muss mindestens 30 % betragen (Gleichung [6.9]) (vgl. Abschnitt 2.4.1).

$$\sum_{n}\sum_{i} x_{niwj} \cdot 0,3 \leq \sum_{i} x_{n'iwj} \quad \forall\ n = \{\text{Maissilage, Rindergülle}_{\text{int}}, \text{Rindergülle}_{\text{ext}}\}$$
$$\forall\ n' = \{\text{Rindergülle}_{\text{int}}, \text{Rindergülle}_{\text{ext}}\};\ \forall\ w,j \qquad [6.9]$$

Im Gegensatz dazu muss der Maissilageanteil in Anlagentyp 2 mindestens 70 % umfassen, um als Co-Vergärungsanlage auf Nawaro-Basis keinen Anspruch mehr auf den Güllebonus zu haben (Gleichung [6.10]). Ein Rindergülleanteil von mindestens 10 % wird aus Gründen der mikrobiologischen Prozessstabilität für Anlagentyp 2 ebenfalls vorgegeben (Gleichung [6.11]).

$$\sum_n \sum_i x_{niwj} \cdot 0,7 \leq \sum_i x_{n'iwj} \quad \forall\, n = \{\text{Maissilage, Rindergülle}_{\text{int}}, \text{Rindergülle}_{\text{ext}}\}$$
$$\forall\, n' = \{\text{Maissilage}\}\,; \ \forall\, w, j \qquad [6.10]$$

$$\sum_n \sum_i x_{niwj} \cdot 0,1 \leq \sum_i x_{n'iwj} \quad \forall\, n = \{\text{Maissilage, Rindergülle}_{\text{int}}, \text{Rindergülle}_{\text{ext}}\}$$
$$\forall\, n' = \{\text{Rindergülle}_{\text{int}}, \text{Rindergülle}_{\text{ext}}\}\,; \ \forall\, w, j \qquad [6.11]$$

Der Anteil an Klärschlamm in Anlagentyp 4 wird auf mindestens 10 % festgesetzt (Gleichung [6.12]). Das Gasgemisch aus Klärschlamm und Bioabfällen wird in diesem Fall als Klärgas bezeichnet und die erzeugte Strommenge entsprechend vergütet (vgl. Abschnitt 2.4.1). Eine reine Monovergärung von Bioabfällen ist nur in Anlagentyp 3 möglich.

$$\sum_n \sum_i x_{niwj} \cdot 0,1 \leq \sum_i x_{n'iwj} \quad \forall\, n = \{\text{Bioabfall, Klärschlamm}\}$$
$$\forall\, n' = \{\text{Klärschlamm}\}\,; \ \forall\, w, j \qquad [6.12]$$

Ein Mindestanteil von Bioabfall in der Substratmischung wird nicht vorgegeben, da sein Einsatz über die Nebenbedingung zur vollständigen Behandlung des Bioabfallaufkommens ausreichend abgedeckt wird (Gleichung [6.4]). Grundsätzlich kann in den Anlagentypen 3 und 4 auch ausschließlich Rindergülle beziehungsweise Klärschlamm vergoren werden.

Anlagenanzahl und Nichtnegativitätsbedingung

Die maximale Anlagenanzahl an einem Standort j wird auf eins beschränkt (Gleichung [6.13]). In der Untersuchungsregion können dann maximal j Anlagen betrieben werden.

$$\sum_w \sum_j y_{wj} \leq 1 \qquad [6.13]$$

Für die Variablen x_{niwj} und z_{wjk} gilt des Weiteren die Nichtnegativitätsbedingung (Gleichungen [6.14] und [6.15]).

$$x_{niwj} \geq 0 \qquad \forall\ n,i,w,j \qquad [6.14]$$

$$z_{wjk} \geq 0 \qquad \forall\ w,j,k \qquad [6.15]$$

Zusätzliche Nebenbedingungen für die ökologische Optimierung der Anlagentypen 1 und 2

Für die ökologische Optimierung (Minimierung der Umweltauswirkungen) sind zusätzliche Nebenbedingungen erforderlich. Da das Substratangebot an Maissilage und Rindergülle bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen 1 und 2 nicht vollständig verwertet werden muss, kann es ohne zusätzliche Nebenbedingungen bei der Minimierung der Umweltauswirkungen dazu kommen, dass überhaupt keine Anlagen betrieben werden (Nulllösung). Um diesen Fall zu verhindern und um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse der ökologischen und der ökonomischen Optimierung zu gewährleisten, wird für die Anlagentypen 1 und 2 die erzeugte Nettostrommenge der ökonomischen Optimierung (SM) als zusätzliche Nebenbedingung vorgegeben (Gleichung [6.16]).

$$\sum_n \sum_i \sum_w \sum_j x_{niwj} \cdot NSM_{nw} = SM \qquad [6.16]$$

Als weitere Einschränkung soll jede einzelne Co-Vergärungsanlage auch unter ökologisch optimalen Bedingungen wirtschaftlich betrieben werden können. Als Kriterium für einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb wird ein spezifisches Betriebsergebnis von mindestens 0,01 €/kWh (Parameter $unBE$) festgelegt (Gleichung [6.17]). Das Betriebsergebnis wird als Differenz aus Leistungen und Kosten bestimmt.

$$\begin{aligned}
&\sum_n \sum_i x_{niwj} \cdot (BSM_{nw} \cdot SV_w + WM_{nw} \cdot WV_w + DueW_n) \\
&- \sum_n \sum_i x_{niwj} \cdot (TK1_n + E1_{ij} \cdot TK2_n + E2_{ij} \cdot TK3_n) \\
&- \sum_k z_{wjk} \cdot (TKG1 + E1_{jk} \cdot TKG2 + E2_{jk} \cdot TKG3) \\
&- y_{wj} \cdot invK_w - \sum_n \sum_i x_{niwj} \cdot varK_n \\
&\geq unBE \cdot \sum_n \sum_i x_{niwj} \cdot BSM_{nw} \qquad \forall\ w, j
\end{aligned} \qquad [6.17]$$

Zusätzliche Nebenbedingung für die ökologische Optimierung der Anlagentypen 3 und 4

Bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen ist aufgrund der Nebenbedingung zur vollständigen Verwertung des Bioabfallaufkommens die Möglichkeit einer Nulllösung im Rahmen der ökologischen Optimierung ausgeschlossen (vgl. Gleichung [6.4]). Die Nebenbedingung zur vollständigen Nutzung des Bioabfallaufkommens entspricht von ihrer Funktion her somit der Nebenbedingung zur Erzeugung einer bestimmten Nettostrommenge bei den Anlagentypen 1 und 2 (Gleichung [6.17]).

Der Betrieb der abfallwirtschaftlichen Anlagentypen soll auch bei der Minimierung der Umweltauswirkungen einer ökonomischen Mindestanforderung genügen. Zu diesem Zweck wird die Höhe der für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb zu erzielenden Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen nach oben beschränkt (Parameter $obEB$). Die Obergrenze dieser Erlöse wird so gewählt, dass sie das 1,5-fache der Erlöse der kostenminimalen Lösung beträgt (Gleichung [6.18]).

$$\begin{aligned}
&\sum_n \sum_i x_{niwj} \cdot (TK1_n \cdot E1_{ij} + TK2_n \cdot E2_{ij}) + \sum_k z_{wjk} \cdot (TKG1 \cdot E1_{jk} + TKG2 \cdot E2_{jk}) \\
&+ y_{wj} \cdot invK_w + \sum_n \sum_i x_{niwj} \cdot varK_n - \sum_n \sum_i x_{niwj} \cdot (SE_{nw} \cdot SV_w + WE_{nw} \cdot WV) \\
&\leq obEB_{wj} \cdot \sum_n \sum_i x_{niwj} \qquad \forall\ w, j
\end{aligned}$$

[6.18]

6.5. Mehrzielentscheidungen

Die Berücksichtigung des ökonomischen Zielkriteriums Gesamtkosten und der vier ökologischen Zielkriterien Treibhauseffekt, Versauerung, KEA und $KEA_{Biomasse}$ bei der Standortplanung von Co-Vergärungsanlagen führt zu einem Mehrzielentscheidungsproblem. Mehrzielentscheidungen können mit multiobjektiven Entscheidungsmodellen (Multi Objective Decision Making - MODM) und multiattributiven Entscheidungsmodellen (Multi Attribute Decision Making - MADM) getroffen werden. Während bei MODM-Verfahren die beste Planungsalternative aus einem meist stetigen Lösungsraum berechnet wird, wird bei MADM-Verfahren die beste Planungsalternative aus einem diskreten Lösungsraum ausgewählt (Harth, 2006, S. 58).

Bei den MODM-Verfahren werden die einzelnen Zielkriterien bei der Berechnung der optimalen Lösung simultan berücksichtigt. Besitzen die einzelnen Zielkriterien jeweils die gleiche Einheit, so können sie zu einer gewichteten Gesamtfunktion zusammengefasst werden. Für Zielkriterien unterschiedlicher Einheit kann ausgehend von einem vorgegebenen Wert der einzelnen Zielkriterien, beispielsweise der optimalen Lösung bei Berücksichtigung von nur einem Zielkriterium, die Summe der Zielerreichungsgrade maximiert werden (Vektoroptimierung, Goal-Programming) (Neumann u. Morlock, 2004, S. 135–142) (Geldermann, 1999, S. 92–93).

Bei MADM-Verfahren wird aus einer diskreten Menge an Alternativen die am besten bewertete Alternative ausgewählt. Ein klassisches MADM-Verfahren ist die Nutzwertanalyse. Der Gesamtwert einer Alternative wird dabei aus der gewichteten Summe der einzelnen Kriterienausprägung bestimmt. Die Kriterienausprägung ist hierzu über eine Normierung auf eine Wertefunktion mit dem Intervall [0, 1] zu transformieren (Geldermann, 1999, S. 95).

Weitere MADM-Verfahren sind dar Analytische Hierarchie Prozess (AHP) und Outranking-Verfahren. Beim AHP-Verfahren werden die einzelnen Zielkriterien hierarchisch geordnet und Paarvergleiche in den einzelnen Hierarchieebenen durchgeführt. Die Gewichtungsfaktoren werden dabei in den einzelnen Hierarchieebenen bestimmt (Geldermann, 2006, S. 124–125). Ein Vertreter der Outranking-Verfahren ist PROMETHEE (Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluations). Bei PROMETHEE werden jeweils zwei Alternativen hinsichtlich eines Zielkriteriums unter Berücksichtigung von Präferenzfunktionen verglichen (Harth, 2006, S. 60–70).

Das Ergebnis der Standortplanung von Co-Vergärungsanlagen mittels gemischt-ganzzahliger, linearer Optimierung wird in dieser Arbeit von fünf „optimalen" Lösungen gebildet. Jede dieser Lösungen stellt die optimale Lösung bei der Berücksichtigung von nur einem Zielkriterium dar. Für eine abschließende Gesamtbetrachtung dieser fünf Alternativen werden die Zielkriterien in eine Wertefunktion mit dem Intervall [0, 1] transformiert. Dem besten Zielfunktionswert eines Zielkriteriums wird der Wert 1, dem schlechtesten Zielfunktionswert der Wert 0 zugewiesen. Die verbleibenden drei Zielfunktionswerte werden relativ dazu in die Wertefunktion überführt. Die optimalen Lösungen können dann gemeinsam in einem Spinnennetzdiagramm dargestellt werden.

In einer abschließenden Gesamtbewertung werden die einzelnen Wirkungszusammenhänge, die zur Ausbildung der jeweils optimalen Standortwahl führen (z. B. Anlagenstruktur oder Substratzuordnung), aufgezeigt und der Einfluss einzelner Parameter auf die Standortplanung dargestellt. Die Betrachtung der einzelnen Alternativen zur optimalen Standortwahl wird mit einer Nutzwertanalyse abgeschlossen. Bei der Bestimmung des Nutzwertes wird mit jeweils 50 % eine gleichwertige Gewichtung des ökonomischen Zielkriteriums und der Gesamtheit der ökologischen Zielkriterien angenommen. Diese Gewichtung wird auch in der BASF-Ökoeffizienzanalyse angewendet (Saling u. a., 2002). Innerhalb der Gruppe der ökologischen Zielkriterien wird der Wirkungskategorie Treibhauseffekt die höchste Bedeutung zugewiesen und ein Gewichtungsfaktor von 25 % festgelegt. Der Gewichtungsfaktor der Wirkungskategorie Versauerung wird auf 15 %, der des KEA und des $KEA_{Biomasse}$ auf jeweils 5 % gesetzt. Mit dieser Gewichtung werden die Zielkriterien Versauerung, KEA und $KEA_{Biomasse}$ in Summe dem Zielkriterium Treibhauseffekt gleichgesetzt.

Eine weitere Möglichkeit, die Zielkriterien Gesamtkosten und Treibhauseffekt gemeinsam zu betrachten, besteht über die Kennzahl der so genannten CO_2-Vermeidungskosten. Die CO_2-Vermeidungskosten sind ein Maß für die Effizienz von Minderungsmaßnahmen zur Reduktion von Treibhausgasemissionen. Die CO_2-Vermeidungskosten für Strom aus erneuerbaren Energien werden dabei über den Bezug auf moderne, fossil befeuerte Kondensationskraftwerke bestimmt (BMU, 2006, S. 34–35). Dieser Ansatz geht davon aus, dass die Stromgestehungskosten aus erneuerbaren Energien größer und die Treibhausgasemissionen kleiner als beim betrachteten Referenzsystem sind. Die CO_2-Vermeidungskosten sind in diesem Fall positiv (Gleichung [6.19]) (Wagner u. a., 2004, S. 74–76).

$$K_{CO_2} = \frac{K_{EE} - K_{REF}}{Em_{REF} - Em_{EE}} \qquad [6.19]$$

K_{CO_2} CO_2-Vermeidungskosten (€/t CO_2-Äq.)

K_{EE} Stromgestehungskosten erneuerbare Energie (€/MWh)

Em_{EE} Treibhausgasemissionen erneuerbare Energie (t CO_2-Äq./MWh)

K_{REF} Stromgestehungskosten Referenzkraftwerk (€/MWh)

Em_{REF} Treibhausgasemissionen Referenzkraftwerk (t CO_2-Äq./MWh)

Eine besondere Bedeutung hat in diesem Zusammenhang die Wahl des Referenzkraftwerkes. In Wagner u. a. (2004, S. 32–33) werden für ein Steinkohlekraftwerk Stromgestehungskosten von 31 €/MWh bis 38 €/MWh und für ein erdgasbefeuertes GuD-Kraftwerk von 54 €/MWh bis 73 €/MWh ausgewiesen. Die Treibhausgasemissionen der Stromerzeugung in einem Steinkohlekraftwerk belaufen sich auf rund 1 t CO_2-Äq./MWh und in einem erdgasbefeuerten GuD-Kraftwerk auf rund 0,44 t CO_2-Äq./MWh (Probas, 2008k,f).

Als Referenzsystem für die Bestimmung der CO_2-Vermeidungskosten der Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen wird in diesem Fall die Kombination aus einem Steinkohlekraftwerk und einem erdgasbefeuerten GuD-Kraftwerk zu jeweils 50 % festgelegt. Die Treibhausgasemissionen des Referenzsystems belaufen sich damit auf 0,72 t CO_2-Äq./MWh Stromerzeugung (vgl. 0,76 t CO_2-Äq./MWh in Klobasa u. Ragwitz, 2005, S. 30). Die Stromgestehungskosten werden in diesem Referenzsystem mit 50 €/MWh angenommen.

6.6. Darstellung der Region Heilbronn

Das Modell zur Standort- und Kapazitätsplanung von Co-Vergärungsanlagen wird exemplarisch in den Landkreisen Heilbronn Stadt und Heilbronn Land angewendet (Region Heilbronn). Die Stadt- und Landkreise in Baden-Württemberg werden in Abhängigkeit ihrer Siedlungsstruktur unterschiedlichen Kategorien[4] zugeordnet (UM BW, 2007,

[4] Kernstädte in Agglomerationsräumen: > 1 500 Einwohner/km², verdichtete Kreise in Agglomerationsräumen: 500 Einwohner/km² bis 1 000 Einwohner/km², Kernstädte in verstädterten Räumen: 1 000 Einwohner/km² bis 1 500 Einwohner/km², verdichtete Kreise: 150 Einwohner/km² bis 500 Einwohner/km², ländliche Kreise: < 150 Einwohner/km²

S. 10f). Der Landkreis Heilbronn Stadt stellt in diesem Zusammenhang eine Kernstadt in einem verstädterten Raum und der Landkreis Heilbronn Land einen verdichteten Kreis dar, so dass die Region Heilbronn sowohl städtische als auch ländliche Elemente beinhaltet.

Die Region Heilbronn weist eine Gesamtfläche von 1 200 km^2 auf und setzt sich aus 47 Gemeinden zusammen. In ihnen leben zurzeit etwa 452 000 Einwohner (Stand 2006) (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, 2008). Die landwirtschaftlich genutzte Ackerfläche beträgt rund 45 000 ha und wird von etwa 530 landwirtschaftlichen Betrieben bewirtschaftet (Stand 2007) (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, 2008). Etwa 300 landwirtschaftliche Betriebe halten Rinder. Der Viehbestand an Rindern beläuft sich auf 5 000 Milchkühe, 2 100 männliche Rinder mit einem Alter über einem halben Jahr und 7 400 Kälber (Stand 2007) (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, 2008).

Die Region Heilbronn verfügt über 14 kommunale Kläranlagen mit einer Ausbaustufe größer 10 000 Einwohnergleichwerten. Insgesamt weisen diese Kläranlagen eine Ausbaustufe von 950 000 Einwohnergleichwerten auf (DWA, 2006, S. 184–193).

6.6.1. Gemeinden und deren Flächenschwerpunkte

Zur Erfassung der raumbezogenen Daten wird die Region Heilbronn mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) abgebildet. In den zur Verfügung stehenden raumbezogenen Daten stellen die Gemeinden die kleinste Bezugsgröße dar. Jede Gemeinde kann somit auch durch einen Punkt repräsentiert und in Gauß-Krüger Koordinaten[5] abgebildet werden. Diese Punkte werden über den geometrischen Flächenschwerpunkt bestimmt und bilden die möglichen Standorte für das Substratangebot, den Betrieb von Co-Vergärungsanlagen und die Verwertung von Gärresten (Abbildung 6.2).

6.6.2. Transportentfernungen

Zur Bestimmung der Transportentfernungen wird aus den räumlichen Informationen der Flächenschwerpunkte mit Hilfe von GIS-Werkzeugen eine Punkt-zu-Punkt Abstandsmatrix berechnet. Diese Abstandsmatrix stellt die Luftlinienentfernung der einzelnen

[5] Das Gauß-Krüger Koordinatensystem ist ein kartesisches Koordinatensystem mit Rechts- und Hochwerten, welches vor allem im deutschsprachigen Raum in topographischen Karten verwendet wird.

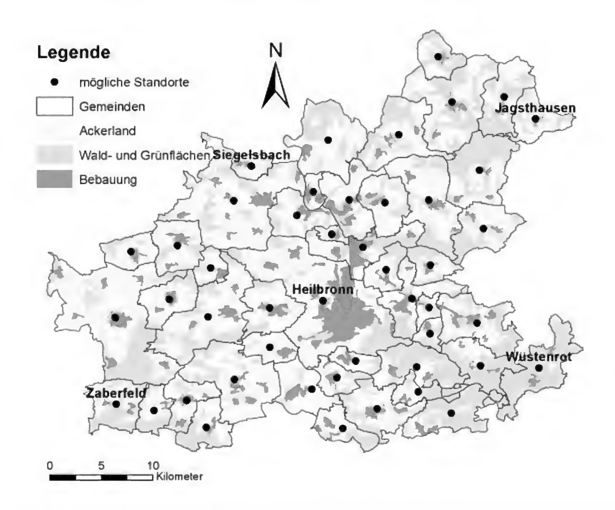


Abb. 6.2.: Landnutzung und Flächenschwerpunkte in der Region Heilbronn (eigene Darstellung)

Flächenschwerpunkte dar (Entfernung $d2_{ij}$ in Abbildung 6.3). Da das Aufkommen an Maissilage, Rindergülle und Bioabfall in den einzelnen Gemeinden nicht ausschließlich in den Flächenschwerpunkten vorliegt, wird den Elementen der Abstandsmatrix noch ein gemeindespezifischer Entfernungswert hinzugefügt (Entfernung $d1_i$ Abbildung 6.3). Damit soll eine Verteilung des Substratangebotes in der Fläche abgebildet werden. Hierzu wird zunächst der Radius r eines Kreises mit der jeweiligen Gemeindefläche bestimmt. Näherungsweise wird unterstellt, dass das Substratangebot in einem Umkreis des 0,7-fachen Radius vorliegt ($d1 = 0,7 \cdot r$).

Um von der Luftlinienentfernung zur straßengebunden Transportentfernung e_{ij} zu gelangen, werden die Abstandswerte $d1_i$ und $d2_{ij}$ mit einem Straßenfaktor in Höhe von 1,2 multipliziert ($e_{ij} = 1,2 \cdot (d1_i + d2_{ij})$).

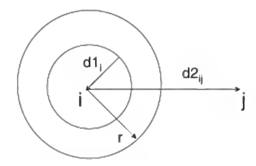


Abb. 6.3.: Bestimmung der Transportentfernungen zwischen den Punkten i und j (eigene Darstellung)

6.6.3. Substratangebot und Gärrestverwertungskapazität

Für die Erfassung des Substratangebotes in der Region Heilbronn wird auf Strukturdaten des Statistischen Landesamtes zurückgegriffen. In der Struktur- und Regionaldatenbank sind unter anderem Daten zur Flächen- und Bevölkerungsentwicklung sowie zu Entwicklungen in der Landwirtschaft verfügbar, mit deren Hilfe das regionale Substratangebot an Rindergülle, Maissilage und Bioabfällen bestimmt werden kann (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, 2008).

Als landwirtschaftliche Strukturdaten werden die Ackerfläche, der Bestand an Milchkühen, Rindern und Kälbern sowie die Anzahl der rinderhaltenden Betriebe in den einzelnen Gemeinden betrachtet und für die Bestimmung des Aufkommens an Rindergülle und Maissilage herangezogen (Tabelle A.16). Das Aufkommen an Bioabfällen wird mit Hilfe der Bevölkerungsanzahl und das Klärschlammaufkommen über die Ausbaustufe der Kläranlage bestimmt (Tabelle A.15).

Für den Anbau von Silomais zur energetischen Nutzung in Co-Vergärungsanlagen wird eine Verfügbarkeit von 5 % der vorhandenen Ackerfläche unterstellt. In den Jahren 2003 bis 2007 ist der durchschnittliche Ertrag an Silomais in der Region Heilbronn kontinuierlich von 32,3 t/ha im Jahr 2003 auf 47,4 t/ha im Jahr 2007 gestiegen (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, 2008). Bei einem angenommenen jährlichen Hektarertrag von 45 t Silomais ergibt sich ein Maissilageaufkommen[6] von rund 100 000 t/a.

Für Milchkühe wird ein spezifischer Gülleanfall von 20 t/a, für männliche Rinder älter als ein halbes Jahr von 10 t/a und für Kälber von 3,5 t/a unterstellt (DüV, 2007, Anla-

[6]Silageverluste bei der Silierung von Silomais werden nicht berücksichtigt.

ge 5). Etwa 50 % der rinderhaltenden Betriebe in der Region Heilbronn arbeiten als Weideviehbetriebe, die anderen 50 % als pflanzenbau-viehhaltende Betriebe (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, 2008). Aufgrund der Möglichkeit zur Weidewirtschaft im Sommerhalbjahr wird unterstellt, dass in den Weideviehbetrieben nur 50 % der Güllemenge tatsächlich für den Einsatz in Co-Vergärungsanlagen zur Verfügung stehen (Stallhaltung im Winterhalbjahr).

In den einzelnen Gemeinden der Region Heilbronn gibt es durchschnittlich sechs rinderhaltende Betriebe. Um die mit dem Gülleeinsatz verbundenen Transportprozesse detaillierter abbilden zu können, wird zwischen den Substratarten „interne Rindergülle" und „externe Rindergülle" unterschieden. Interne Rindergülle in der Gemeinde i fällt direkt am möglichen Standort für eine Co-Vergärungsanlage als hofeigene Rindergülle an. Externe Rindergülle aus der Gemeinde i muss hingegen erst über die Transportdistanz $1,2 \cdot d1_i$ zum möglichen Co-Vergärungsstandort transportiert werden (vgl. Abbildung 6.3).

Das Angebot an interner Rindergülle in einer Gemeinde wird näherungsweise mit dem durchschnittlichen Gülleaufkommen in dieser Gemeinde gleichgesetzt. Das restliche Gülleaufkommen wird als externe Rindergülle betrachtet. Unter diesen Annahmen beläuft sich das Substratangebot an interner Rindergülle in der Region Heilbronn auf 14 500 t/a, das Substratangebot an externer Rindergülle liegt bei 87 500 t/a.

Das spezifische Aufkommen an Bioabfällen beträgt im Stadtkreis Heilbronn 60 kg/Einwohner und im Landkreis Heilbronn 82 kg/Einwohner (Stand 2006) (UM BW, 2007, S. 57). Insgesamt beläuft sich das Aufkommen an Bioabfällen in der Region Heilbronn auf rund 34 500 t/a.

Zur Bestimmung des spezifischen Klärschlammaufkommens wird auf Angaben zur Gesamtausbaustufe aller kommunalen Kläranlagen in Baden-Württemberg sowie zum jährlichen Klärschlammaufkommen zurückgegriffen. Die Gesamtausbaustufe aller kommunalen Kläranlagen in Baden-Württemberg beträgt rund $21,5 \cdot 10^6$ Einwohnergleichwerte (EWW) (DWA, 2006, S. 17). Das Klärschlammaufkommen liegt bei 275 000 t TS/a (Stand 2006) (UM BW, 2007, S. 61). Daraus ergibt sich ein durchschnittlicher Klärschlammanfall von 12,8 kg TS/EWW. Bei einem angenommenen TS-Gehalt des Klärschlammes von 4 % entspricht dies einem Klärschlammanfall von 320 kg/EWW. Das Gesamtaufkommen an kommunalem Klärschlamm in der Region Heilbronn wird auf

diese Weise mit rund 300 000 t/a abgeschätzt. Das berechnete standortspezifische Angebot der einzelnen Substratarten ist im Anhang in Tabelle A.17 dargestellt.

Die Kapazität der landwirtschaftlichen Gärrestverwertung in den einzelnen Gemeinden wird über die zur Verfügung stehende landwirtschaftliche Nutzfläche sowie die zulässige jährliche Stickstoffdüngung abgeschätzt. Es wird unterstellt, dass 20 % der Ackerflächen mit flüssigem Gärrest gedüngt werden können. Die maximal zulässige jährliche Stickstofffracht beträgt für Ackerflächen 170 kg/ha (DüV, 2007, §4). Bei einem angenommenen mittleren Stickstoffgehalt im Gärrest von 4 kg/t können jährlich etwa 40 t Gärrest/ha ausgebracht werden (Dederer, 2006). Die Verwertungskapazität für Gärrest zur stofflichen Nutzung in der Region Heilbronn beträgt unter diesen Annahmen rund 227 000 t/a.

Für Anlagentyp 4 wird eine Mitverbrennung der Gärreste im Steinkohlekraftwerk Heilbronn unterstellt. Die Mitverbrennungskapazität beträgt dort 70 000 t TS/a (Stand 2006) (EnBW AG, 2006, S. 32–33). Es werden sowohl getrockneter als auch mechanisch-entwässerter Klärschlamm angenommen. Vor der Verbrennung wird der mechanisch-entwässerte Klärschlamm zunächst in den Kohlemühlen getrocknet und zusammen mit Kohle und getrocknetem Klärschlamm gemahlen. Die Kapazität für mechanisch-entwässerten Klärschlamm soll am Standort Heilbronn um zusätzliche 30 000 t/a ausgebaut werden (EnBW AG, 2006, S. 32–33). Für das Steinkohlekraftwerk Heilbronn wird eine Mitverbrennungskapazität für mechanisch entwässerten Gärrest von 50 000 t/a unterstellt.

6.7. Ergebnisse der Standortplanung für die landwirtschaftlichen Anlagentypen

Gegenstand der Optimierung der landwirtschaftlichen Anlagentypen ist die optimale Zuordnung der Substrate Maissilage und Rindergülle sowie die optimale Standort- und Kapazitätsauswahl zur Erzeugung einer bestimmten Nettostrommenge in der Region Heilbronn. Um die zu erzeugende Nettostrommenge zu bestimmen, wird zunächst eine optimale Standortwahl hinsichtlich der Minimierung der Gesamtkosten getroffen (Szenario Gesamtkosten). Die erzeugte Nettostrommenge dieser kostenminimalen Lösung wird in den Szenarien der ökologisch optimalen Standortwahl als Nebenbedingung vorgegeben (vgl. Gleichung [6.16]). Die Höhe der Nettostromerzeugung bildet damit die gemeinsa-

me Bezugsgröße, um die Lösungen der optimalen Standortwahl unter den verschiedenen Zielkriterien miteinander vergleichen zu können.

6.7.1. Optimale Standortwahl für Anlagentyp 1

Das Ergebnis der ökonomisch optimalen Standortwahl für Anlagentyp 1 (Typ „Gülle") setzt sich aus 28 Anlagen mit einer installierten Gesamtkapazität von 5,7 MW zusammen. Die Mehrheit dieser Anlagen wird in der kleinsten Kapazitätsklasse (150 kW) betrieben. Die erzeugte Nettostrommenge aller Anlagen liegt bei 37 200 MWh/a (Tabelle A.19).

Insgesamt werden jährlich 101 000 t Maissilage und 89 300 t Gülle eingesetzt. Das in der Region Heilbronn verfügbare Angebot an Maissilage wird dabei vollständig, dass Angebot an interner (99 %) und externer Rindergülle (86 %) nahezu vollständig genutzt. Die Substratmischung setzt sich im Durchschnitt zu 53 % aus Maissilage und zu 47 % aus Rindergülle zusammen. Aufgrund der dezentralen Anlagenstruktur ergeben sich durchschnittliche Transportentfernungen für Mais von 5 km und für Rindergülle und Gärrest von 3 km.

Der Betrieb dieser Anlagen ist mit jährlichen Kosten in Höhe von 7,6 Millionen € verbunden. Etwa 10 % dieser Kosten entfallen auf den Substrat- und Gärresttransport. Dem gegenüber werden Erlöse für die Stromeinspeisung in Höhe von 8,3 Millionen €/a sowie für die Wärme- und Gärrestnutzung in Höhe von 1,1 Millionen €/a erzielt. Stromgestehungskosten in Höhe von 20,4 Cent/kWh stehen somit Erlöse von insgesamt 25,3 Cent/kWh gegenüber. Die Erlöse für die Stromeinspeisung haben daran einen Anteil von 22,3 Cent/kWh. Aufgrund des mit dem EEG 2009 erstmalig zu erzielenden Güllebonus ist für Anlagentyp 1 bereits mit den Erlösen der Stromeinspeisung ein kostendeckender Anlagenbetrieb möglich (Tabelle A.20).

Auch hinsichtlich der Minimierung des Treibhauseffektes und des KEA ergibt sich eine dezentrale Anlagenstruktur mit 34 beziehungsweise 36 Anlagen. Die Minimierung des Treibhauseffektes führt zu einer Erhöhung des Gülleanteils in der Substratmischung auf 50 %. Anlagen mit einem Gülleanteil dieser Größenordnung sind unter den gegebenen Rahmenbedingungen nur als dezentrale Anlagen mit durchschnittlichen Transportentfernungen für Gülle kleiner 5 km darstellbar.

Im Gegensatz zur Minimierung des Treibhauseffektes und des KEA führt die Minimierung des Versauerungspotenzials und des $KEA_{Biomasse}$ zu einer zentralen Anlagenstruktur mit fünf Großanlagen in der Kapazitätsklasse 1 200 kW (Tabelle A.19). Grund hierfür sind die mit zunehmender Anlagenkapazität steigenden elektrischen Wirkungsgrade des BHKW. Die vorgegebene Nettostrommenge von 37 200 MWh/a wird so mit einer minimalen Methanmenge von $10{,}2 \cdot 10^6\ m^3/a$ erzeugt. Da die versauernden Emissionen des BHKW proportional zur zugeführten Brennstoffmenge bestimmt werden und die Stickstoffoxid- und Schwefeldioxidemissionen des BHKW außerdem das Versauerungspotenzial dominieren, führt der minimale Methaneinsatz im BHKW auch zu einem minimalen Versauerungspotenzial (vgl. Abschnitt 4.4).

Ähnliches gilt für die Minimierung des $KEA_{Biomasse}$. Da die Maissilage das Substrat mit dem höchsten Methanertrag ist, wird der Maissilageanteil in der Substratmischung in diesem Fall auf die zulässigen 70 % maximiert. Diese Konstellation führt jedoch mit $2{,}4 \cdot 10^6$ tkm/a auch zu der höchsten Transportleistung und zu Transportentfernungen für Maissilage von durchschnittlich 12 km und für Gärrest und Rindergülle von durchschnittlich 8 km.

Die Transportprozesse tragen in den Zielkriterien Treibhauseffekt und Versauerung zu rund 3 % bis 5 % der Gesamtemissionen bei. Hinsichtlich der eingesetzten Primärenergie gehen rund 7 % bis 12 % auf Transportprozesse zurück.

Aufgrund von Größendegressionseffekten ergeben sich bei einer zentralen Anlagenstruktur mit wenigen Großanlagen im Vergleich zu einer dezentralen Anlagenstruktur geringere Kosten für den Betrieb der Anlagen. Da die Stromerlöse des EEG in Abhängigkeit der Anlagenkapazität jedoch stärker abnehmen als die investitionsabhängigen Kosten, ist unter den gegenwärtigen Stromeinspeisevergütungen des EEG der Betrieb mehrerer kleinerer Anlagen vom Anlagentyp 1 ökonomisch vorteilhafter als der Betrieb einzelner Großanlagen.

In Abbildung 6.4 sind die Ergebnisse der optimalen Standortwahl für Anlagentyp 1 in einem Spinnennetzdiagramm dargestellt. Jede der fünf Achsen repräsentiert ein Zielkriterium der Optimierung. Die dargestellten Kurven entsprechen jeweils einer Lösung der optimalen Standortwahl hinsichtlich der Minimierung eines Zielkriteriums. Die Zielfunktionswerte der Optimierung werden für eine gemeinsame Darstellung in eine Wertefunktion transformiert. Der besten Lösung wird der Wert 1 und der schlechtesten Lösung

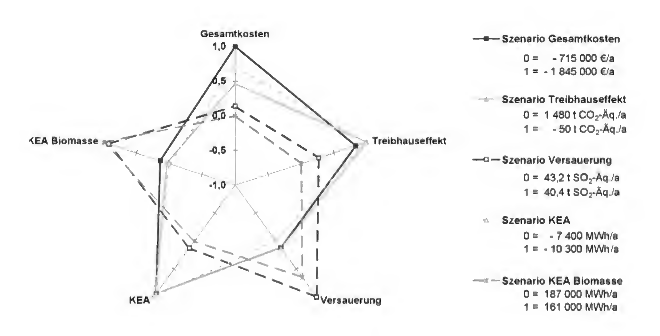


Abb. 6.4.: Ergebnisse der optimalen Standortwahl für Anlagentyp I („Typ Gülle")

der Wert 0 zugewiesen. Das Ergebnis der Wertefunktion für die restlichen drei Lösungen wird relativ dazu bestimmt (vgl. Abschnitt 6.5).

Der Betrieb einer zentralen Anlagenstruktur mit wenigen Großanlagen (Minimierung des Versauerungspotenzials und Minimierung des $KEA_{Biomasse}$) weist in den Zielkriterien Gesamtkosten, Treibhauseffekt und KEA jeweils die höchsten Beiträge auf. Die dezentrale Anlagenstruktur mit einem Gülleanteil von 45 % bis 50 % (Minimierung der Gesamtkosten, Minimierung des Treibhauseffektes und Minimierung des KEA) stellt im Vergleich zur zentralen Anlagenstruktur in den ökologischen Zielkriterien eine jeweils entgegengesetzte Ausprägung dieser Zielkriterien dar.

Für eine abschließende Gesamtbewertung werden die Zielkriterien gewichtet und der Nutzwert der einzelnen Lösungen bestimmt. Die Gewichtungsfaktoren werden in dieser Arbeit anhand einer subjektiven Einschätzung festgelegt (vgl. Abschnitt 6.5). Das ökonomische Zielkriterium Gesamtkosten sowie die Summe der ökologischen Zielkriterien[7] werden mit jeweils 50 % gewichtet. Da in der Wertefunktion der jeweils besten Ausprägung in einem Zielkriterium der Wert 1 zugewiesen wird, stellt die Lösung mit dem höchsten Nutzwert die am besten bewertete Alternative dar. Unter der getroffenen Gewichtung weist die kostenminimale Lösung mit 0,78 den höchsten Nutzwert auf

[7]Treibhauseffekt 25 %, Versauerung 15 %, KEA 5 %, $KEA_{Biomasse}$ 5 %

Tab. 6.2.: Nutzwertanalyse der optimalen Standortwahl für Anlagentyp 1

	Nutzwert (gewichtet) in den Szenarien				
Zielkriterium	Gesamtkosten	Treibhauseffekt	Versauerung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
Gesamtkosten	0,50	0,23	0,07	0,35	0,00
Treibhauseffekt	0,21	0,25	0,07	0,24	0,00
Versauerung	0,02	0,02	0,15	0,00	0,10
KEA	0,05	0,05	0,01	0,05	0,00
$KEA_{Biomasse}$	0,01	0,00	0,05	0,00	0,05
gesamt	0,78	0,55	0,34	0,65	0,15
Rang	1	3	4	2	5

(Tabelle 6.2). Eine zentrale Anlagenstruktur stellt für Anlagentyp 1 eine vergleichsweise ungünstige Alternative dar (Nutzwert 0,15 und 0,34).

6.7.2. Optimale Standortwahl für Anlagentyp 2

Für Anlagentyp 2 (Typ „Mais“) ergibt die ökonomisch optimale Standortwahl eine Anlagenstruktur von neun Anlagen mit jeweils 600 kW elektrischer Leistung. Diese Anlagen erzeugen eine Nettostrommenge von 35 100 MWh/a. Der Anteil von Maissilage an der Substratmischung beträgt bei der ökonomisch optimalen Standortwahl die maximal zulässigen 90 %. Insgesamt werden 100 000 t/a Maissilage und 11 100 t/a Rindergülle eingesetzt. Unter der für den Anlagentyp „Mais“ im EEG vorgegebenen Stromeinspeisevergütung ist die Vergärung von Gülle wirtschaftlich gesehen nicht attraktiv (Tabelle A.21).

Die Stromgestehungskosten belaufen sich bei der ökonomisch optimalen Standortwahl auf durchschnittlich 17,7 Cent/kWh und werden von den Erlösen der Stromeinspeisung in Höhe von 17,6 Cent/kWh in etwa gedeckt. Für ein positives Betriebsergebnis sind zusätzliche Erlöse aus der Wärme- und Gärrestnutzung erforderlich. Etwa 10 % der Stromgestehungskosten werden von den Transportkosten für Substrate und Gärrest verursacht.

Bei der Minimierung des Treibhauseffektes und des KEA bleibt der Einsatz von Maissilage nahezu unverändert, der Einsatz von Gülle wird jedoch auf einen Anteil von 29,8 % (42 800 t/a) beziehungsweise 28,8 % (40 800 t/a) erhöht. In beiden Fällen

ergibt sich aufgrund des gestiegenen Gülleanteils eine dezentrale Anlagenstruktur mit insgesamt 24 Anlagen und einer durchschnittlichen Anlagenkapazität von 230 kW (Tabelle A.22). Der höhere thermische Wirkungsgrad der BHKW kleinerer Leistung führt bei der Minimierung des KEA auch zu einer Erhöhung der Wärmegutschrift. Die Transportprozesse sind in dieser dezentralen Anlagenstruktur für nur 2 % der Treibhausgasemissionen und 5 % der aufgewendeten Primärenergie verantwortlich.

Der Wirkungsgrad des BHKW bestimmt auch die optimale Standortwahl hinsichtlich der Minimierung des Versauerungspotenzials und des $KEA_{Biomasse}$. Aufgrund des mit zunehmender Anlagenleistung steigenden elektrischen Wirkungsgrades ergibt sich in diesen beiden Fällen eine optimale Anlagenstruktur mit fünf Großanlagen in der Kapazitätsklasse 1 200 kW. Wie schon bei Anlagentyp 1 wird die vorgegebene Nettostrommenge in dieser Kapazitätsklasse mit einer minimalen Methanmenge und damit mit minimalen versauernden Emissionen des BHKW erzeugt. Die Minimierung des $KEA_{Biomasse}$ führt zu einer Maximierung des Maissilageanteils auf 90 %.

Die Minimierung des Versauerungspotenzials weist im Vergleich dazu nur einen Maissilageanteil von 77 % auf. Dieser Umstand lässt sich auf die versauernden Emissionen der Vorkette des Maisanbaus zurückführen. Für die Substratbereitstellung einer zentralen Anlagenstruktur ist allerdings auch eine höhere Transportleistung erforderlich. Im Vergleich zur dezentralen Anlagenstruktur steigt die durchschnittliche Transportentfernung für Maissilage von 5 km auf 10 km bis 12 km an. Die Transportleistung erhöht sich dadurch etwa um den Faktor 1,5 auf rund $1{,}5 \cdot 10^6$ tkm/a (Tabelle A.21). Der Anteil der Transportprozesse am Versauerungspotenzial ist mit 3 %, trotz der gestiegenen Transportleistung, vergleichsweise gering.

Die Ergebnisse der optimalen Standortwahl hinsichtlich der Minimierung der einzelnen Zielkriterien werden für Anlagentyp 2 ebenfalls als Spinnennetzdiagramm dargestellt (Abbildung 6.5). Wie auch bei Anlagentyp 1 verhalten sich die Umweltauswirkungen, die sich aus einer dezentralen Anlagenstruktur ergeben (Minimierung des Treibhauseffektes und des KEA), entgegengesetzt zu den Umweltauswirkungen einer zentralen Anlagenstruktur (Minimierung des Versauerungspotenzials und des $KEA_{Biomasse}$). Bezüglich des Zielkriteriums Gesamtkosten zeigt sich ein deutlicher Zielkonflikt zwischen den ökologisch optimalen Lösungen und der kostenminimalen Lösung. Die vier ökologisch optimalen Lösungen sind im Vergleich zur kostenminimalen Lösung ähnlich schlecht bewertet (Wertefunktion 0,0–0,2).

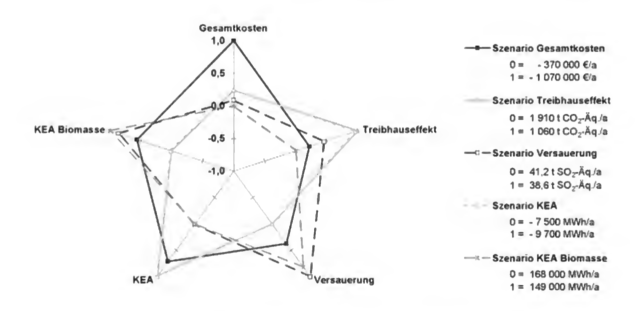


Abb. 6.5.: Ergebnisse der optimalen Standortwahl für Anlagentyp 2 („Typ Mais“)

Die kostenminimale Lösung liegt in den Zielkriterien Versauerungspotenzial, KEA und $KEA_{Biomasse}$ jeweils zwischen den Ergebnissen der dezentralen und zentralen Anlagenstruktur. Lediglich in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt weist die kostenminimale Lösung stärkere Nachteile auf (Wertefunktion 0,2).

In der Gesamtbetrachtung stellt die kostenminimale Lösung dennoch mit einem Nutzwert von 0,67 die am besten bewertete Alternative dar (Tabelle 6.3). Die dezentrale Anlagenstruktur der optimalen Lösungen hinsichtlich Treibhauseffekt und KEA sind gegenüber der zentralen Anlagenstruktur, die sich bei der Minimierung des Versauerungspotenzials und des $KEA_{Biomasse}$ ergibt, in der Gesamtbewertung ebenfalls im Vorteil. Diese Rangfolge wird aufgrund der Gewichtung des Zielkriteriums Gesamtkosten mit 50 % auch von den mit steigender Anlagenleistung fallenden Vergütungssätzen des EEG für die Stromeinspeisung bestimmt.

6.7.3. CO_2-Vermeidungskosten

Die CO_2-Vermeidungskosten der Stromerzeugung in den betrachteten landwirtschaftlichen Anlagentypen werden in Bezug auf die Stromerzeugung in einem Steinkohlekraftwerk (Anteil 50 %) und in einem erdgasbefeuerten GuD-Kraftwerk (Anteil 50 %) als Referenzsystem bestimmt (vgl. Abschnitt 6.5). Für Anlagentyp 1 (Typ „Gülle“) belaufen sich die CO_2-Vermeidungskosten auf rund 130 €/t CO_2-Äq. bis 200 €/t CO_2-Äq.

Tab. 6.3.: Nutzwertanalyse der optimalen Standortwahl für Anlagentyp 2

	Nutzwert (gewichtet) in den Szenarien				
Zielkriterium	Gesamtkosten	Treibhauseffekt	Versauerung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
Gesamtkosten	0,50	0,12	0,04	0,12	0,00
Treibhauseffekt	0,05	0,25	0,11	0,24	0,00
Versauerung	0,06	0,00	0,15	0,00	0,12
KEA	0,04	0,05	0,00	0,05	0,00
$KEA_{Biomasse}$	0,03	0,00	0,04	0,00	0,05
gesamt	0,67	0,42	0,35	0,41	0,17
Rang	1	2	4	3	5

und für Anlagentyp 2 (Typ „Mais") auf rund 130 €/t CO_2-Äq. bis 180 €/t CO_2-Äq. (Tabelle A.27). In beiden Anlagentypen weist die zentrale Anlagenstruktur mit dem Betrieb einzelner Großanlagen, welche sich bei der Minimierung des Versauerungspotenzials und des $KEA_{Biomasse}$ ergibt, die geringsten CO_2-Vermeidungskosten auf. Da bei der Bestimmung der CO_2-Vermeidungskosten die Vergütungssätze des EEG unberücksichtigt bleiben, dominieren die Größendegressionseffekte der investitionsabhängigen Kosten das Ergebnis. Das geringere Treibhausgaspotenzial einer dezentralen Anlagenstruktur (Minimierung des Treibhauseffektes und des KEA) reicht in diesem Fall nicht aus, um die höheren Stromgestehungskosten zu kompensieren.

In der Untersuchung von Wagner u. a. (2004, S. 102) werden, bezogen auf den Kraftwerks-Mix in Deutschland im Jahr 2000, CO_2-Vermeidungskosten für die Stromerzeugung aus Wasserkraft von 22 €/t CO_2-Äq., aus Windkraft von 70 €/t CO_2-Äq. und aus Photovoltaik von 1 950 €/t CO_2-Äq. ausgewiesen. Bezogen auf fossil befeuerte Kondensationskraftwerke als Referenzsystem werden die CO_2-Vermeidungskosten der Stromerzeugung aus Windkraft mit 45 €/t CO_2-Äq. bis 65 €/t CO_2-Äq. und aus Photovoltaik mit 970 €/t CO_2-Äq. angegeben (BMU, 2006, S. 34). Im Vergleich dazu lassen sich die berechneten CO_2-Vermeidungskosten der Stromerzeugung in den landwirtschaftlichen Anlagentypen zwischen die CO_2-Vermeidungskosten der Stromerzeugung aus Windkraft und aus Photovoltaik einordnen.

6.7.4. Zusammenfassung der Standortplanung für die landwirtschaftlichen Anlagentypen

Die Minimierung des Treibhauseffektes und des KEA führt bei den landwirtschaftlichen Anlagentypen zu einer dezentralen Anlagenstruktur mit einem hohen Gülleanteil in der Substratmischung. Diese Co-Vergärungsanlagen werden überwiegend in der Kapazitätsklasse 150 kW betrieben.

Im Gegensatz dazu ergibt sich bei der Minimierung des Versauerungspotenzials und des $KEA_{Biomasse}$ eine zentrale Anlagenstruktur mit einzelnen Großanlagen der Kapazitätsklasse 1 200 kW. Maßgeblichen Einfluss auf das Ergebnis hat der höhere elektrische BHKW Wirkungsgrad dieser Anlagen. Die höhere Effizienz der Stromerzeugung wirkt sich stärker auf das Gesamtergebnis aus als die Umweltauswirkungen der zusätzlich anfallenden Transportprozesse.

Die kostenminimale Lösung der landwirtschaftlichen Anlagentypen wird von den Größendegressionseffekten der investitionsabhängigen Kosten und der degressiven Gestaltung der Vergütungssätze für die Stromeinspeisung aus Biogas im EEG bestimmt. Bei Anlagentyp 1 stellen aufgrund des vergleichsweise hohen Güllebonus für Anlagen im unteren Leistungsbereich und der, bezogen auf den Energiegehalt, hohen Transportkosten für Gülle Co-Vergärungsanlagen in der Kapazitätsklasse 150 kW die attraktivste Variante dar. Für Anlagentyp 2 werden bei der kostenminimalen Lösung hingegen ausschließlich Co-Vergärungsanlagen mit einem hohen Maissilageanteil in der Kapazitätsklasse 600 kW betrieben. Die Modellergebnisse bestätigen damit die Entwicklung hin zu größeren maisbasierten Anlagentypen in Deutschland. In den Jahren 2000 bis 2008 sind vor allem in den ostdeutschen Bundesländern und in Niedersachsen verstärkt maisbasierte Co-Vergärungsanlagen mit einer Leistung von 250 kW bis 750 kW und nur einem geringen Anteil an Wirtschaftsdüngern in Betrieb genommen worden (Daniel u. Vogt, 2008).

Die CO_2-Vermeidungskosten der Stromerzeugung in den landwirtschaftlichen Anlagentypen liegen bei einer zentralen Anlagenstruktur aufgrund von Größendegressionseffekten bei den investitionsabhängigen Kosten um etwa 50 €/t CO_2-Äq. unter den CO_2-Vermeidungskosten bei einer dezentralen Anlagenstruktur (180 €/t CO_2-Äq. bis 200 €/t CO_2-Äq.). Die kostenminimale Standortwahl weist insbesondere bei Anlagen-

typ 1 (Typ „Gülle") aufgrund der Vergütungsstruktur des EEG nicht die geringsten CO_2-Vermeidungskosten auf.

6.8. Ergebnisse der Standortplanung für die abfallwirtschaftlichen Anlagentypen

Bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen stellt die vollständige Behandlung des gesamten Bioabfallaufkommens in der Region Heilbronn hinsichtlich der Minimierung der jeweiligen Zielkriterien das Planungsproblem dar. Die zu behandelnde Menge an Bioabfall ist damit die gemeinsame Basis bei der vergleichenden Betrachtung der jeweils optimalen Standortwahl. Die erzeugte Nettostrommenge kann sich dann zwischen den optimalen Lösungen für die einzelnen Zielkriterien unterscheiden.

Für die Anlagentypen 3 und 4 wird zunächst eine ökonomisch optimale Standortwahl getroffen (Szenario Gesamtkosten). Ausgehend von den Gesamtkosten dieser Lösungen werden die für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb noch zu erzielenden Erlöse für die Behandlung von Bioabfall bestimmt. Anschließend wird der Parameter *obEB* festgelegt und als Nebenbedingung für die ökologische Optimierung vorgegeben (Gleichung [6.18]).

6.8.1. Optimale Standortwahl für Anlagentyp 3

Die ökonomisch optimale Standortwahl für Anlagentyp 3 (Typ „Bioabfall") führt zu einer zentralen Anlagenstruktur mit einer 600 kW Anlage in der Gemeinde Kirchardt und einer 1 200 kW Anlage in der Gemeinde Untereisesheim. Die Anlage in Kirchardt behandelt jährlich 12 200 t und die Anlage in Untereisesheim 22 200 t Bioabfall. Gülle wird in diesem Fall nur in einer unbedeutenden Menge (70 t/a) eingesetzt.

Die Nettostromerzeugung beträgt insgesamt 9 500 MWh/a. Die durchschnittliche Transportentfernung für Bioabfall liegt bei 15 km, der anfallende Gärrest wird im Mittel über eine Distanz von 6 km transportiert (Tabelle A.23).

Da die Kosten der Güllebehandlung in Anlagentyp 3 über den aus Gülle erzielbaren Strom- und Wärmeerlösen dieses Anlagentyps liegen, wird für eine kostenminimale Standortwahl der Gülleanteil minimiert. Dieser Effekt wird von den im Vergleich zu den landwirtschaftlichen Anlagentypen höheren investitionsabhängigen Kosten und niedrigeren Vergütungssätzen im EEG für die Einspeisung von Strom aus Biogas be-

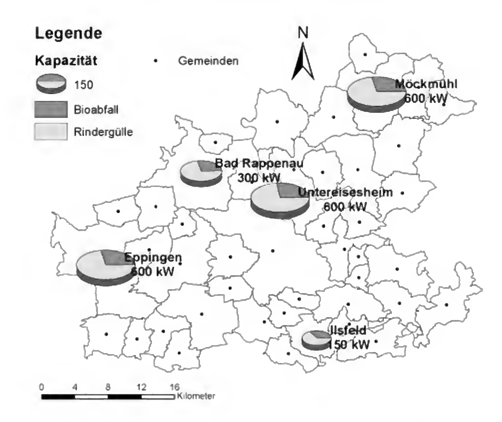


Abb. 6.6.: Standortwahl für Anlagentyp 3 („Typ Bioabfall") im Szenario Treibhauseffekt

stimmt. Werden in einer Co-Vergärungsanlage Abfälle behandelt, können für nachwachsende Rohstoffe und Gülle weder ein Güllebonus noch ein Nawaro-Bonus erzielt werden (EEG, 2008, Anlage 2).

Die kostenminimale Lösung weist Gesamtkosten in Höhe von rund 2,2 Millionen €/a aus. Für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb sind damit Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen in Höhe von 65 €/t erforderlich (Tabelle A.24). Für die ökologische Optimierung wird eine Obergrenze für die zu erzielenden Erlöse der Bioabfallbehandlung von 100 €/t vorgegeben (Parameter $obEB$).

Die optimale Standortwahl hinsichtlich der Minimierung des Treibhauseffektes führt zu einer Erhöhung des Gülleanteils auf 71 % und dem Betrieb von fünf Anlagen mit einer Gesamtkapazität von 2,25 MW (Abbildung 6.6). Im Vergleich zur ökonomisch optimalen Standortwahl werden zusätzlich 84 000 t Gülle/a eingesetzt. Das in der Region Heilbronn verfügbare Aufkommen an Rindergülle wird in diesem Fall zu rund 80 % genutzt. Mit dem Einsatz von Rindergülle in dieser Größenordnung ist auch ein Anstieg der Transportleistung von $1{,}1 \cdot 10^6$ tkm/a (kostenminimale Lösung) auf $2{,}2 \cdot 10^6$ tkm/a

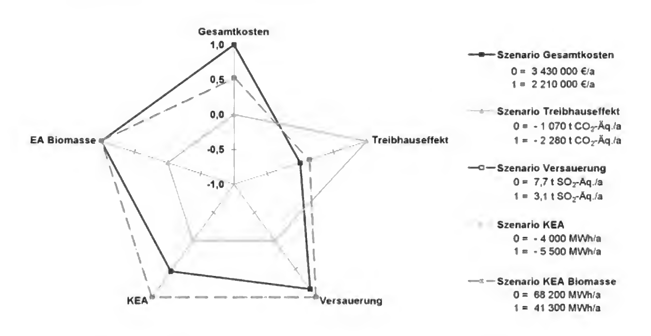


Abb. 6.7.: Ergebnisse der optimalen Standortwahl für Anlagentyp 3 („Typ Bioabfall")

verbunden. Allerdings steigt auch die erzeugte Nettostrommenge um rund 30 % auf 12 300 MWh/a an. Der Treibhauseffekt nimmt trotz der höheren Transportleistung aufgrund der Güllegutschrift von -1 070 t CO_2-Äq./a auf -2 280 t CO_2-Äq./a ab. Die noch zu erzielenden Erlöse für die Behandlung der Bioabfälle steigen im Gegenzug von 65 €/t auf 100 €/t.

Die Minimierung des Versauerungspotenzials, des KEA und des $KEA_{Biomasse}$ führt zu einem identischen Ergebnis. Für alle drei Szenarien ergibt sich eine dezentrale Anlagenstruktur mit 11 Anlagen der 150 kW Klasse und einem Gülleanteil 0 %. Durch die Monovergärung des Bioabfallaufkommens ergibt sich eine minimale Methanmenge und damit minimale versauernde Emissionen des BHKW. Auch die Transportleistung ist in diesem Fall minimal (580 000 tkm/a). Aufgrund des höheren thermischen Wirkungsgrades der BHKW kleiner Leistung ist die genutzte Wärmemenge und die damit verbundene Wärmegutschrift maximal. Bei der dezentralen Monovergärung des Bioabfallaufkommens sind für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb noch Erlöse in Höhe von 81 €/t Bioabfall zu erzielen (Tabelle A.24).

Das Spinnennetzdiagramm für Anlagentyp 3 zeigt folglich nur drei unterschiedliche Kurvenverläufe (Abbildung 6.7). Die zentrale Monovergärung des Bioabfallaufkommens weist aufgrund der höheren Transportentfernungen im Vergleich zur dezentralen Monovergärung höhere Umweltauswirkungen in den Zielkriterien Treibhauseffekt, Ver-

Tab. 6.4.: Nutzwertanalyse der optimalen Standortwahl für Anlagentyp 3

	Nutzwert (gewichtet) in den Szenarien				
Zielkriterium	Gesamtkosten	Treibhauseffekt	Versauerung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
Gesamtkosten	0,50	0,00	0,26	0,26	0,26
Treibhauseffekt	0,00	0,25	0,03	0,03	0,03
Versauerung	0,13	0,00	0,15	0,15	0,15
KEA	0,03	0,00	0,05	0,05	0,05
$KEA_{Biomasse}$	0,05	0,00	0,05	0,05	0,05
gesamt	0,71	0,25	0,55	0,55	0,55
Rang	1	3	2	2	2

sauerung und KEA auf. Die dezentrale Co-Vergärung der Bioabfälle mit Gülle stellt mit Ausnahme des Zielkriteriums Treibhauseffekt die jeweils am schlechtesten bewertete Lösung dar.

In der abschließenden Gesamtbetrachtung weist die anaerobe Behandlung der Bioabfälle mit Gülle den geringsten Nutzwert auf (Minimierung des Treibhauseffektes). Die zentrale Monovergärung des Bioabfallaufkommens in Großanlagen ist mit den angenommenen Gewichtungsfaktoren der dezentralen Vergärung vorzuziehen (Tabelle 6.4).

6.8.2. Optimale Standortwahl für Anlagentyp 4

Die ökonomisch optimale Standortwahl für Anlagentyp 4 (Typ „Klärschlamm") setzt sich aus zwei Co-Vergärungsanlagen der Kapazitätsklasse 1 200 kW an den Kläranlagenstandorten in Heilbronn und Neckarsulm und einer Anlage der 150 kW Klasse am Kläranlagenstandort Lauffen am Neckar zusammen. Diese drei Kläranlagen sind die größten Kläranlagen in der Region Heilbronn. Allein die Kläranlage in Heilbronn weist mit einer Ausbaustufe von 500 000 EWW 53 % des regionalen Klärschlammaufkommens (159 000 t/a) auf. Das Klärschlammaufkommen der Kläranlage in Neckarsulm beträgt weitere 15 % des Gesamtaufkommens (44 000 t/a). Die Kläranlage in Lauffen am Neckar ist mit einem Klärschlammaugkommen von 13 000 t/a die größte Kläranlage in der Gruppe der Kläranlagen mit einer Ausbaustufe zwischen 20 000 EWW und 40 000 EWW (vgl. Tabelle A.15 und Tabelle A.17).

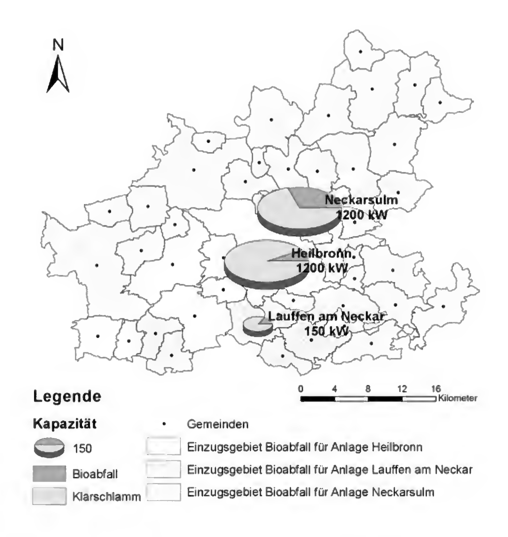


Abb. 6.8.: Kostenminimale Standortwahl für Anlagentyp 4 („Typ Klärschlamm")

Die Co-Vergärungsanlage in Neckarsulm setzt jährlich 20 400 t Bioabfall, die Anlage in Heilbronn 11 600 t/a und die Anlage in Lauffen am Neckar 2 400 t/a ein (Tabelle A.25). Das Einzugsgebiet dieser Anlagen für Bioabfälle sowie die Substratkombination dieser Anlagen ist in Abbildung 6.8 dargestellt.

Die Co-Vergärung von Bioabfällen und Klärschlamm führt aufgrund der zusätzlichen Behandlungskosten für die Mitverbrennung der Gärreste im Vergleich zur Monovergärung in Anlagentyp 3 zu steigenden Gesamtkosten. Die kostenminimale Lösung für Anlagentyp 4 weist Gesamtkosten von 3,5 Millionen €/a auf (Tabelle A.26). Für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb sind demnach Erlöse für die Behandlung der Bioabfälle von 101 €/t zu erzielen. Die Nettostromerzeugung dieser Anlagen beträgt insgesamt 13 800 MWh/a (Tabelle A.25).

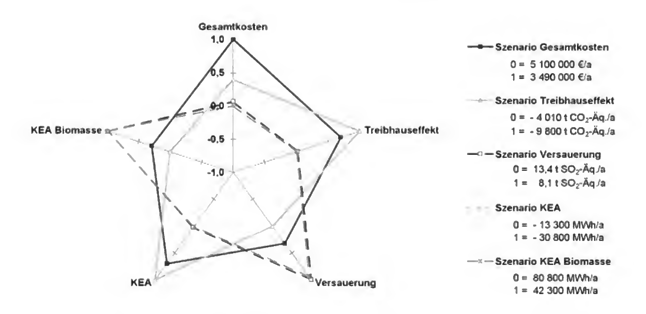


Abb. 6.9.: Ergebnisse der optimalen Standortwahl für Anlagentyp 4 („Typ Klärschlamm“)

Für die ökologische Optimierung wird eine Obergrenze der zu erzielenden Erlöse der Bioabfallbehandlung von 150 €/t festgelegt. Bei der Minimierung des Treibhauseffektes ergibt sich eine dezentrale Anlagenstruktur mit zwölf Anlagen der Kapazitätsklasse 150 kW, einer Anlage der Kapazitätsklasse 300 kW (Kläranlage Neckarsulm) und einer Anlage der Kapazitätsklasse 600 kW (Kläranlage Heilbronn). Das Klärschlammangebot in der Region Heilbronn wird in diesem Fall vollständig genutzt und es wird an jedem Kläranlagenstandort eine Co-Vergärungsanlage betrieben. Durch den daraus resultierenden maximalen Gärrestanfall wird auch die Gutschrift für die thermische Gärrestverwertung maximal. Das Treibhausgaspotenzial wird bei Anlagentyp 4 im Wesentlichen von der Kohlenstoffdioxidgutschrift der Gärrestmitverbrennung bestimmt, so dass die Maximierung der Gärrestmenge zu einer Minimierung des Treibhauseffektes führt.

Durch den zusätzlichen Klärschlammeinsatz erhöht sich auch die Nettostromerzeugung auf 14 100 MWh/a. Die Gesamtkosten der treibhausgasminimalen Lösung belaufen sich auf 4,5 Millionen €/a. In diesem Fall sind für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb Erlöse für die Bioabfallbehandlung von mindestens 130 €/t erforderlich.

Die optimale Standortwahl hinsichtlich der Minimierung des KEA ist mit der treibhausgasminimalen Lösung identisch. In beiden Fällen bestimmt die Gutschrift für die Gärrestmitverbrennung das Ergebnis.

Die optimale Standortwahl zur Minimierung des Versauerungspotenzials und des $KEA_{Biomasse}$ führt zu ähnlichen Ergebnissen. In beiden Fällen wird am Kläranlagenstandort Neckarwestheim eine Co-Vergärungsanlage in der Kapazitätsklasse 1 200 kW errichtet. Zusätzlich zu dieser Anlage wird am Kläranlagenstandort Möckmühl (minimaler $KEA_{Biomasse}$) beziehungsweise Neuenstadt am Kocher (minimales Versauerungspotenzial) noch eine weitere Co-Vergärungsanlage in der Kapazitätsklasse 1 200 kW betrieben.

Im Fall der Minimierung des $KEA_{Biomasse}$ wird der Klärschlammeinsatz auf 8 000 t/a reduziert. Die mittlere Transportentfernung für Bioabfälle ist in diesem Fall mit 27 km jedoch vergleichsweise hoch. Bei der Minimierung des Versauerungspotenzials wird auch eine Reduzierung des Klärschlammeinsatzes angestrebt (10 000 t/a). Aufgrund der versauernden Emissionen der Transportprozesse ergeben sich in dieser Anlagenkonstellation mittlere Transportentfernungen für Bioabfälle von 18 km.

Die Gesamtkosten dieser Anlagen liegen aufgrund ihrer unzureichenden Auslastung bei rund 5 Millionen €/a. Für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb müssen Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen in Höhe von 145 €/t erzielt werden. Die Nettostromerzeugung liegt in diesen beiden Fällen bei rund 9 200 MWh/a.

Das Spinnennetzdiagramm der optimalen Standortwahl für Anlagentyp 4 verdeutlicht die gegensätzlichen Auswirkungen in den ökologischen Zielkriterien bei einem maximalen Klärschlammanteil (Minimierung des Treibhauseffektes und des KEA) und einem möglichst geringen Klärschlammanteil (Minimierung des $KEA_{Biomasse}$ und des Versauerungspotenzials) (Abbildung 6.9).

Im Vergleich zur kostenminimalen Lösung weist die dezentrale Co-Vergärung des Bioabfallaufkommens um rund 1 Million €/a höhere Gesamtkosten auf (Minimierung des Treibhauseffektes und des KEA). Die Gesamtkosten liegen bei der zentralen Co-Vergärung mit unvollständig ausgelasteten Großanlagen (Minimierung des $KEA_{Biomasse}$ und des Versauerungspotenzials) um rund 1,5 Millionen €/a über den Gesamtkosten der kostenminimalen Lösung.

Die beiden letztgenannten Alternativen stellen demzufolge auch in der Gesamtbetrachtung die am schlechtesten bewerteten Behandlungsformen für die Co-Vergärung von Bioabfällen mit Klärschlamm dar (Tabelle 6.5). Der Nutzwert beträgt 0,19 bei der Minimierung des $KEA_{Biomasse}$ und 0,24 bei der Minimierung des Versauerungspotenzials. Die kostenminimale Standortwahl ist mit einer zentralen Anlagenstruktur und mit

Tab. 6.5.: Nutzwertanalyse der optimalen Standortwahl für Anlagentyp 4

	Nutzwert (gewichtet) in den Szenarien				
Zielkriterium	Gesamtkosten	Treibhauseffekt	Versauerung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
Gesamtkosten	0,50	0,20	0,03	0,20	0,00
Treibhauseffekt	0,18	0,25	0,00	0,25	0,00
Versauerung	0,05	0,00	0,15	0,00	0,14
KEA	0,03	0,05	0,00	0,05	0,00
$KEA_{Biomasse}$	0,01	0,00	0,05	0,00	0,05
gesamt	0,77	0,50	0,24	0,50	0,19
Rang	1	2	3	2	4

einem Nutzwert von 0,77 unter der angenommenen Gewichtung der dezentralen Co-Vergärung mit Klärschlamm überlegen (Nutzwert 0,5).

6.8.3. CO_2-Vermeidungskosten

Für die Bestimmung der CO_2-Vermeidungskosten der Stromerzeugung in den betrachteten abfallwirtschaftlichen Anlagentypen werden Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen in Höhe von 65 €/t entsprechend der kostenminimalen Lösung bei Anlagentyp 3 und für die Behandlung von Klärschlamm in Höhe von 14 €/t unterstellt (vgl. Abschnitt 5.3.6). Für Anlagentyp 3 (Typ „Bioabfall“) belaufen sich die CO_2-Vermeidungskosten dann auf 50 €/t CO_2-Äq. bis 170 €/t CO_2-Äq. und für Anlagentyp 4 (Typ „Klärschlamm“) auf 80 €/t CO_2-Äq. bis 280 €/t CO_2-Äq. (Tabelle A.27).

In beiden Anlagentypen weist die kostenminimale Lösung der Standortwahl die geringsten CO_2-Vermeidungskosten auf. Bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen dominieren Größendegressionseffekte bei den investitionsabhängigen Kosten und die Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen und Klärschlamm das Ergebnis.

Die dezentrale Standortwahl, die sich bei der Minimierung des Treibhauseffektes für Anlagentyp 3 ergibt, führt aufgrund der höheren Stromgestehungskosten auch zu höheren CO_2-Vermeidungskosten. Bei Anlagentyp 4 ergeben sich beim Betrieb von zwei nur teilweise ausgelasteten Großanlagen (Minimierung des Versauerungspotenzials und des $KEA_{Biomasse}$) aufgrund der daraus resultierenden Stromgestehungskosten die höchs-

ten CO_2-Vermeidungskosten bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen (280 €/t CO_2-Äq.).

Unter diesen Rahmenbedingungen liegen die berechneten CO_2-Vermeidungskosten der Stromerzeugung in den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen ebenfalls zwischen den CO_2-Vermeidungskosten der Stromerzeugung aus Windkraft (45 €/t CO_2-Äq. – 65 €/t CO_2-Äq.) und aus Photovoltaik (970 €/t CO_2-Äq.) (BMU, 2006, S. 34).

6.8.4. Zusammenfassung der Standortplanung für die abfallwirtschaftlichen Anlagentypen

Die kostenminimale Standortwahl der Anlagentypen 3 und 4 führt aufgrund von Größendegressionseffekten bei den investitionsabhängigen Kosten zum Betrieb einzelner Großanlagen. Die Monovergärung des Bioabfallaufkommens stellt mit Gesamtkosten in Höhe von 2,2 Millionen €/a in der Region Heilbronn die ökonomisch vorteilhafteste Lösung dar. Für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb sind in diesem Fall noch Erlöse von 65 €/t Bioabfall zu erzielen.

Die kostenminimale Co-Vergärung der Bioabfälle mit Klärschlamm führt im Vergleich zur Monovergärung zu Gesamtkosten von 3,5 Millionen €/a. Die höheren Gesamtkosten werden im Wesentlichen von den zusätzlichen Kosten der Gärrestmitverbrennung verursacht. Die niedrigeren Vergütungssätze für die Einspeisung von Strom aus Klärgas wirken sich nur untergeordnet auf das Gesamtergebnis aus. Für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb sind in diesem Fall Erlöse von rund 100 €/t Bioabfall zu erzielen.

Die Minimierung des Treibhauseffektes führt bei Anlagentyp 3 zu einer Maximierung des Gülleanteils und bei Anlagentyp 4 zu einer Maximierung des Klärschlammanteils in der Substratmischung. Die Methangutschrift für die Güllenutzung und die Kohlenstoffdioxidgutschrift für die Gärrestmitverbrennung stellen in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt relevante Größen dar.

Im Gegensatz zu den landwirtschaftlichen Anlagentypen führt bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen die kostenminimale Standortwahl auch zu den geringsten CO_2-Vermeidungskosten. Bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen bestimmen die investitionsabhängigen Kosten und nicht die Stromvergütungssätze des EEG die Ergebnisse der Standortwahl.

7. Zusammenfassung

Die Stromerzeugung aus Biogas hat in Deutschland mit dem Inkrafttreten des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) im Jahr 2000 insbesondere in landwirtschaftlichen Co-Vergärungsanlagen stark zugenommen. In diesen Co-Vergärungsanlagen werden größtenteils Gülle und nachwachsende Rohstoffe eingesetzt. Die Vergärung stellt auch für zahlreiche biologische Abfallarten eine geeignete Behandlungsform dar. In Deutschland werden insbesondere kommunale Bioabfälle und Klärschlamm anaerob behandelt. Mit der Neufassung des EEG treten ab 2009 differenzierte Vergütungssätze für die Stromeinspeisung aus Biogas in Kraft, die unter anderem den Einsatz von Gülle und nachwachsenden Rohstoffen finanziell stärker fördern. Der Einsatz der einzelnen Substratarten in Co-Vergärungsanlagen ist zudem mit unterschiedlichen Umweltauswirkungen verbunden.

Zielsetzung dieser Arbeit ist die Bewertung der Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl unter ökologischen und ökonomischen Kriterien. Hierzu werden zwei landwirtschaftliche Anlagentypen zur Co-Vergärung von Rindergülle und Maissilage und zwei abfallwirtschaftliche Anlagentypen zur Co-Vergärung von kommunalen Bioabfällen mit Rindergülle oder Klärschlamm betrachtet.

Die Prozessketten dieser Anlagentypen werden zunächst als detailliertes Stoff- und Energiestromnetz dargestellt. Die einzelnen Prozessschritte werden dabei mit Hilfe spezifischer Kennzahlen, beispielsweise Stoff- und Energieverbrauchsfaktoren oder Emissionsfaktoren, beschrieben. Die Stoff- und Energiestromnetze der betrachteten Anlagentypen werden, ausgehend von dem jährlichen Substratinput, berechnet und die Stoff- und Energieflüsse entlang der Systemgrenzen bilanziert (Sachbilanz).

Basierend auf den berechneten Sachbilanzen werden die Anlagentypen zur Co-Vergärung ökologisch bewertet. Den prozessbedingten Umweltauswirkungen der Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen werden Gutschriften für den Einsatz von Gülle und für die Nutzung der Kuppelprodukte Wärme und Gärrest gegenübergestellt. Die

Umweltauswirkungen werden in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung, kumulierter Energieaufwand (KEA) und $KEA_{Biomasse}$ betrachtet.

Beim Einsatz von Maissilage werden die Umweltauswirkungen maßgeblich von der Vorkette des Maisanbaus bestimmt. In der Wirkungskategorie Treibhauseffekt stellen die mit der Stickstoffdüngung verbundenen Lachgasemissionen eine sensitive Größe dar. Auch die Methanemissionen der Gärrestlagerung weisen einen relevanten Anteil am Treibhauseffekt auf. Der Einsatz von Gülle in Co-Vergärungsanlagen führt aufgrund der Gutschrift für vermiedene Methanemissionen zu einer deutlichen Abnahme des Treibhauseffektes. Auch die Mitverbrennung von Gärresten in Kohlekraftwerken verbessert die Treibhausgasbilanz. In der Wirkungskategorie Versauerung dominieren die Emissionen an Stickstoffoxiden und Schwefeldioxid des Blockheizkraftwerkes (BHKW) sowie die Ammoniakemissionen der Stickstoffdüngung das Ergebnis.

Die Umweltauswirkungen der abfallwirtschaftlichen Anlagentypen fallen aufgrund der fehlenden Vorkette des Maisanbaus im Vergleich zu den landwirtschaftlichen Anlagentypen geringer aus. Die Höhe der Gutschriften übersteigen dabei häufig die prozessbedingten Umweltauswirkungen. Neben den berücksichtigten Emissionsfaktoren der einzelnen Prozessschritte der Co-Vergärung bestimmen auch die Nutzungspfade für den Gärrest (stoffliche oder thermische Nutzung) und der Nutzungsgrad der anfallenden Überschusswärme die ökologische Bewertung der Stromerzeugung in Co-Vergärungsanlagen.

Die ökonomische Bewertung wird auf Basis einer Gewinnvergleichsrechnung durchgeführt und berücksichtigt die ab 2009 geltenden Einspeisevergütungen des EEG für Strom aus Biogas und Klärgas. Zur Bestimmung der durchsatzabhängigen Kosten wird auch auf die Sachbilanzen der Stoff- und Energiestrommodellierung zurückgegriffen. Die Stromgestehungskosten belaufen sich in den betrachteten Kapazitätsklassen der landwirtschaftlichen Anlagentypen auf 20 Cent/kWh bis 22 Cent/kWh. Hauptkostenbestandteile sind die investitionsabhängigen Kosten und die Substratkosten für Maissilage. Der im EEG ab 2009 neu hinzukommende Güllebonus verbessert die ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen mit einem Gülleanteil größer 30 % deutlich (Anlagentyp „Gülle"). Im Gegensatz zu diesem güllebasierten Anlagentyp stellen bei einer maisbasierten Co-Vergärung (Anlagentyp „Mais") die Erlöse aus der Wärmenutzung und die Bereitstellungskosten für Maissilage kritische Größen dar.

Die Erlöse aus der Stromeinspeisung und der Wärmenutzung decken die Kosten der anaeroben Behandlung von Bioabfällen mit Gülle oder Klärschlamm nur zu 10 % bis 20 %. Für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb sind zusätzlich Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen von 80 €/t bis 120 €/t zu erzielen. Die Kosten der Gärrestmitverbrennung führen bei der Co-Vergärung mit Klärschlamm im Vergleich zur Co-Vergärung mit Gülle zu einem Anstieg der Gesamtkosten um 50 %.

Zur Standortwahl von Co-Vergärungsanlagen wird auf Basis einer gemischt-ganzzahligen, linearen Optimierung ein zweistufiges, kapazitiertes Planungsmodell entwickelt und exemplarisch im Stadt- und Landkreis Heilbronn angewendet. Mit diesem Planungsmodell wird eine Standortwahl unter ökologischen und ökonomischen Zielkriterien getroffen. Die raumbezogenen Daten der Region Heilbronn werden mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) aufbereitet und dargestellt. Für die abschließende Gesamtbewertung der jeweils hinsichtlich eines Zielkriteriums optimalen Lösungen wird eine Nutzwertanalyse durchgeführt.

Die optimale Standortwahl der landwirtschaftlichen Anlagentypen führt bei der Minimierung der Zielkriterien Treibhauseffekt und KEA zu einer dezentralen Anlagenstruktur und zu einem hohen Gülleanteil in der Substratmischung. Mit dem neu geschaffenen Güllebonus im EEG ist für den Anlagentyp „Gülle" der dezentrale Betrieb mehrerer Anlagen in der Kapazitätsklasse 150 kW auch ökonomisch optimal. Beim Anlagentyp „Mais" werden in der kostenminimalen Lösung nur Anlagen in der Kapazitätsklasse 600 kW und mit einem maximalen Maissilageanteil betrieben. Die Ergebnisse bestätigen damit die verstärkte Nutzung maisbasierter Co-Vergärungsanlagen mit nur einem geringen Anteil an Wirtschaftsdüngern in Deutschland in den Jahren 2000 bis 2008. Mit der Neufassung des EEG soll der verstärkte Einsatz von Gülle in landwirtschaftlichen Co-Vergärungsanlagen und die damit verbundene Reduzierung des Treibhausgaspotenzials finanziell gefördert werden. Diesen Effekt bilden auch die Ergebnisse der Standortplanung für die landwirtschaftlichen Anlagentypen ab.

Die ökonomisch optimale Standortwahl führt bei den abfallwirtschaftlichen Anlagentypen zum Betrieb einzelner Großanlagen. Die Größendegression der investitionsabhängigen Kosten wirkt sich bei diesen Anlagentypen stärker aus als die kapazitätsabhängigen Stromvergütungssätze des EEG.

Aus ökonomischer Sicht ist unter den angenommenen Rahmenbedingungen die Monovergärung von Bioabfall vorteilhafter als die Co-Vergärung mit Gülle oder Klär-

schlamm. In diesem Fall sind für einen kostendeckenden Anlagenbetrieb Erlöse für die Behandlung von Bioabfällen in Höhe von 65 €/t zu erzielen. Bei der Co-Vergärung mit Klärschlamm entstehen aufgrund der Gärrestmitverbrennung zusätzliche Kosten, die bei einer stofflichen Nutzung des Gärrestes nicht anfallen. Die gemeinsame Behandlung von Bioabfällen und Klärschlamm ist unter den angenommenen Rahmenbedingungen ökonomisch nachteilig.

Mit dem Einsatz von Gülle und bei der Mitverbrennung von Gärresten verbessert sich hingegen das spezifische Treibhausgaspotenzial der anaeroben Bioabfallbehandlung. Die treibhausgasminimale Standortwahl führt zu einer dezentralen Anlagenstruktur und ist jeweils mit einer Erhöhung des Gülleanteils und des Klärschlammanteils in der Substratmischung verbunden. Die Methangutschrift für die Güllenutzung und die Kohlenstoffdioxidgutschrift für die Gärrestmitverbrennung stellen in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt relevante Größen dar.

Das entwickelte Standortplanungsmodell setzt eine Kooperation der beteiligten Gemeinden, landwirtschaftlichen Betriebe und Kläranlagenbetreiber bei der Substratzuordnung, Standortwahl und Gärrestverwertung voraus. Unter diesen einzelnen Akteuren bestehen unterschiedliche Motivationen und Zielvorstellungen, die insbesondere beim gemeinsamen Betrieb zentraler Großanlagen berücksichtigt werden müssen.

In dieser Arbeit wird gezeigt, dass die Kombination aus einer ökologischen und einer ökonomischen Bewertung von Co-Vergärungsanlagen mit einer GIS-gestützten Aufbereitung raumbezogener Daten ein geeigneter Ansatz für eine anschließende Standortplanung darstellt. Auf Basis einer gemischt-ganzzahligen, linearen Optimierung kann damit die Standortwahl hinsichtlich ökologischer und ökonomischer Zielkriterien getroffen werden. Die Anwendung des Planungsmodells in der Region Heilbronn liefert dazu realitätsnahe Ergebnisse.

A. Anhang

A.1. Stoff- und Energiestrommodellierung

Tab. A.1.: Emissions- und Verbrauchsfaktoren für Transportprozesse mit Dieselkraftstoff (ZSE, 2008c,b) (Probas, 2008n)

Schadstoff	Einheit	LKW außerorts	Radlader/Schlepper	Vorkette Diesel
CO_2, fossil	kg/TJ	74 000	74 000	10 900
CH_4	kg/TJ	0,75	6	38,8
N_2O	kg/TJ	1,3	1	6
SO_2	kg/TJ	0,37	0,37	30,3
NO_x	kg/TJ	780	1 300	42,9
NH_3	kg/TJ	0,62	4	0,0015
KEA	TJ/TJ	1	1	0,15

Tab. A.2.: Emissionsfaktoren für ein biogasbetriebenes Blockheizkraftwerk sowie das Verbrennen von Biogas über die Notfackel (Probas, 2008a) (LfU, 2001, S. 16)

Schadstoff	Einheit	BHKW	Notfackel
CO_2, fossil	kg/TJ	0	0
CH_4	kg/TJ	2,0	200
N_2O	kg/TJ	1,6	1,6
SO_2	kg/TJ	24,8	24,8
NO_x	kg/TJ	65,3	65,3
NH_3	kg/TJ	0,15	0,15

Tab. A.3.: Emissions- und Verbrauchsfaktoren für die Bereitstellung von mineralischen Düngemitteln (Probas, 2008c,d,b)

Schadstoff	Einheit	Stickstoffdünger	Phosphatdünger	Kalidünger
CO_2, fossil	kg/kg	2,95	1,19	1,12
CH_4	g/kg	6,9	1,76	2,7
N_2O	g/kg	15,1	0,0595	0,062
NO_x	g/kg	16,3	9,8	1,9
SO_2	g/kg	4,7	11,9	0,39
NH_3	g/kg	6,7	0,012	0,0018
KEA	MJ/kg	51,5	18,4	19,3

Tab. A.4.: Emissions- und Verbrauchsfaktoren eines erdgasbefeuerten Heizkessels zur Wärmebereitstellung (Probas, 2008e)

Schadstoff	Einheit	Heizkessel Erdgas
CO_2, fossil	kg/TJ Wärme	75 800
CH_4	kg/TJ Wärme	358
N_2O	kg/TJ Wärme	0,717
NO_x	kg/TJ Wärme	4,27
SO_2	kg/TJ Wärme	77,7
NH_3	g/TJ Wärme	0,044
KEA	TJ/TJ Wärme	1,37

A.2. Daten zur ökonomischen Bewertung

Tab. A.5.: Gesamtinvestition einzelner landwirtschaftlicher Co-Vergärungsanlagen in Deutschland

Anlage	Kapazität (kW_{el})	Inbetriebnahmejahr	Investition (Millionen €)
Biogas-BHKW und Biomassekessel Taufkirchen	30	1999	0,18
Quelle: Fachinformationszentrum Karlsruhe (2008b)			
Biogasanlage mit BHKW Appenfelden	223	2001	0,8
Quelle: Fachinformationszentrum Karlsruhe (2008d)			
Biogasanlage Almenhof Erbach	70	2002	0,32
Quelle: Fachinformationszentrum Karlsruhe (2008c)			
Tiergarten mit Biogas-BHKW Heidelberg	52	2002	0,86
Quelle: Fachinformationszentrum Karlsruhe (2008h)			
Biogaskraftwerk Albersdorf	836	2002	4,8
Quelle: Fachinformationszentrum Karlsruhe (2008f)			
Gemeinschaftsanlage Recke	1 022	2003	1,6
Quelle: (Energieagentur NRW, 2006, S. 43–44)			
Biogasanlage Steinfurth	863	2005	3,4
Quelle: Energieagentur NRW (2007)			
Bioenergiedorf Jühnde	500	2005	1,5
Quelle: Fachinformationszentrum Karlsruhe (2008a)			
Biogasanlage Peckelsheim	500	2006	1,7
Quelle: Energieagentur NRW (2008)			
Agrogasanlage Brandolz	700	2007	3,4
Quelle: Mehler (2007)			
Wärmenutzung aus Biogasproduktion Kupferzell	320	2008	1,3
Quelle: Fachinformationszentrum Karlsruhe (2008g)			

Tab. A.6.: Gesamtinvestition einzelner abfallwirtschaftlicher Co-Vergärungsanlagen in Deutschland

Anlage	Kapazität (kW_{el})	Inbetriebnahmejahr	Investition (Millionen €)
Bioabfallvergärungsanlage Schwabach	750	1999	6,6
Quelle: Schwabacher Abfallwirtschafts GmbH (2000)			
Bioabfallvergärungsanlage Alzey-Worms	900	2000	12,5
Quelle: Abfallwirtschaftsbetrieb des Landkreises Alzey-Worms (2003)			
Biogasanlage zur Vergärung von Lebensmittelresten Donaueschingen	530	2002	2,3
Quelle: Fachinformationszentrum Karlsruhe (2008e)			
Bioabfallvergärungsanlage Leonberg	1 400	2005	10
Quelle: Landratsamt Böblingen (2005)			
Biogaskraftwerk Hünxe	3 100	2005	13,1
Quelle: Energieagentur NRW (2006)			
Biogaskraftwerk Borken	900	2006	3,5
Quelle: ABB NVE (2006)			
Industriepark Höchst	3 600	2007	15
Quelle: Industriepark Hoechst (2007)			
Trockenfermentationsanlage München	570	2007	5
Quelle: AWM (2007)			
Bioabfallvergärungsanlage Schweinfurth	400	2007	3,7
Quelle: Landratsamt Schweinfurth (2007)			
Biogaskraftwerk Deponie Wicker	1 300	2008	16,4
Quelle: Mehler (2007)			

Tab. A.7.: Löhne und Gehälter (brutto) in der Landwirtschaft und der privaten Recycling- und Entsorgungswirtschaft (WSI, 2006b,a)

Branche	Einheit	unterste Gruppe	mittlere Gruppe	oberste Gruppe
Löhne Landwirtschaft	€/Monat	1 122	1 763	1 971
Gehälter Landwirtschaft	€/Monat	939	1 500	3 600
Gehälter private Recycling- und Entsorgungswirtschaft	€/Monat	1 589	1 986	3 177

A.3. Parameter für die Standortplanung

Tab. A.8.: Umrechnungsfaktor zur Bestimmung des Gärrestanfalls

Substratart	Anlagentypen 1 – 3	Anlagentyp 4
Maissilage	0,76	–
Rindergülle	0,97	–
Bioabfall	2,82	0,72
Klärschlamm	–	0,08

Tab. A.9.: Obere und untere Schranke der Kapazitätsklassen der Anlagentypen

Kapazitätsklasse	untere Schranke (kW)	obere Schranke (kW)
150 kW	100	150
300 kW	151	300
600 kW	301	600
1 200 kW	601	1 200

Tab. A.10.: Einspeisevergütung des EEG für die einzelnen Anlagentypen

	Einheit	150 kW	300 kW	600 kW	1 200 kW
Anlagentyp 1	€/kWh	0,2267	0,2039	0,1865	0,1545
Anlagentyp 2	€/kWh	0,1867	0,1763	0,1680	0,1453
Anlagentyp 3	€/kWh	0,1167	0,1063	0,0988	0,0907
Anlagentyp 4	€/kWh	0,0711	0,0711	0,0708	0,0662
KWK-Bonus	€/kWh	0,0222	0,0233	0,0245	0,0271

Tab. A.11.: Investitions- und durchsatzabhängige Kosten der Anlagentypen

Investitionsabhängige Kosten	Einheit	Anlagentyp 1	Anlagentyp 2	Anlagentyp 3	Anlagentyp 4
150 kW	€/a	100 000	100 000	320 000	320 000
300 kW	€/a	170 000	170 000	560 000	560 000
600 kW	€/a	300 000	300 000	960 000	960 000
1 200 kW	€/a	520 000	520 000	1 700 000	1 700 000
Durchsatzabhängige Kosten					
Maissilage	€/t	29,6	29,6	–	–
Rindergülle	€/t	0,6	0,6	0	–
Bioabfall	€/t	–	–	6,2	58,8
Klärschlamm	€/t	–	–	–	6,7

Tab. A.12.: Ökologische Transportparameter für die Standortplanung

	Treibhauseffekt ($g\ CO_2$-Äq./tkm)	Versauerung ($g\ SO_2$-Äq./tkm)	KEA (kWh/tkm)	$KEA_{Biomasse}$ (kWh/tkm)
Maissilage	188	1,22	0,677	0
Rindergülle	188	1,22	0,677	0
Bioabfall	125	0,81	0,451	0
Gärrest flüssig	188	1,22	0,677	0
Gärrest entwässert	94	0,61	0,338	0

Tab. A.13.: Substratspezifische Umweltauswirkungen und Gutschriften

Maissilage (Anlagentyp 1)	Treibhauseffekt (kg CO_2-Äq./t)	Versauerungspotenzial (g SO_2-Äq./t)	KEA (kWh/t)	$KEA_{Biomasse}$ (kWh/t)
Umweltbelastung	75,8	531,3	113,4	1 536
Gutschrift	-28,4	-116,5	73,5	0
Rindergülle (Anlagentyp 1 – 3)				
Umweltbelastung	1,9	30,3	0	320
Gutschrift	-18,9	0	0	0
Bioabfall (Anlagentyp 3)				
Umweltbelastung	15,3	238,2	0	1 200
Gutschrift	-35,3	-147,6	-83,2	0
Bioabfall (Anlagentyp 4)				
Umweltbelastung	1,8	226,8	0	1 200
Gutschrift	-99,4	0	-299,6	0
Klärschlamm (Anlagentyp 4)				
Umweltbelastung	0,1	18	0	130
Gutschrift	-19,6	0	-59	0

Tab. A.14.: Substratspezifische Strom- und Wärmemenge als technische Parameter für die Standortplanung

		Anlagenkapazität			
Nettostrommenge	Einheit	150 kW	300 kW	600 kW	1 200 kW
Maissilage (Anlagentyp 1)	kWh/t	327	337	346	366
Maissilage (Anlagentyp 2)	kWh/t	325	335	344	364
Rindergülle (Anlagentyp 1)	kWh/t	36	38	39	41
Rindergülle (Anlagentyp 2)	kWh/t	34	36	37	39
Rindergülle (Anlagentyp 3)	kWh/t	37	38	39	41
Bioabfall (Anlagentyp 3)	kWh/t	244	253	262	280
Bioabfall (Anlagentyp 4)	kWh/t	226	234	243	260
Klärschlamm	kWh/t	20	20	21	22
Bruttostrommenge					
Maissilage	kWh/t	342	352	362	382
Rindergülle	kWh/t	40	41	43	45
Bioabfall (Anlagentyp 3)	kWh/t	316	326	335	353
Bioabfall (Anlagentyp 4)	kWh/t	301	310	319	337
Klärschlamm	kWh/t	24	25	25	27
Wärmemenge					
Maissilage (Anlagentyp 1)	kWh/t	107	104	102	97
Maissilage (Anlagentyp 2)	kWh/t	105	103	100	95
Rindergülle (Anlagentyp 1)	kWh/t	4,5	4,2	3,9	3,3
Rindergülle (Anlagentyp 2)	kWh/t	3,0	2,7	2,4	1,8
Rindergülle (Anlagentyp 3)	kWh/t	-1,4	-1,7	-2,0	-2,6
Bioabfall (Anlagentyp 3)	kWh/t	42	39	37	32
Bioabfall (Anlagentyp 4)	kWh/t	75	72	70	66
Klärschlamm	kWh/t	-1,0	-1,2	-1,4	-1,7

A.4. Strukturdaten der Untersuchungsregion Heilbronn

Tab. A.15.: Allgemeine Strukturdaten in der Region Heilbronn (Stand 2006)

Gemeinde	Einwohner	Gemeindefläche (km^2)	Entfernung d1 (km)	Kläranlagenkapazität (EWW)
Heilbronn	121 50	99,9	3,76	500 000
Abstatt	4 500	9,7	1,17	
Bad Friedrichshall	18 900	24,7	1,87	
Bad Rappenau	20 600	73,6	3,23	20 000
Bad Wimpfen	6 900	19,4	1,66	
Beilstein	6 100	25,3	1,89	
Brackenheim	15 200	45,8	2,54	
Cleebronn	2 750	17,1	1,55	
Eberstadt	3 200	12,5	1,33	
Ellhofen	3 400	5,9	0,91	40 000
Eppingen	21 400	88,6	3,54	31 350
Erlenbach	4 900	12,7	1,34	
Flein	6 600	8,5	1,09	
Gemmingen	4 900	19,1	1,64	
Güglingen	6 200	16,3	1,52	20 000
Gundelsheim	7 500	38,5	2,33	33 300
Hardthausen am Kocher	4 000	35,6	1,94	
Ilsfeld	8 300	26,5	1,41	35 000
Ittlingen	2 400	14,1	1,58	
Jagsthausen	1 600	17,7	1,74	
Kirchardt	5 500	21,5	1,79	
Langenbrettach	3 550	24,0	0,94	
Lauffen am Neckar	11 100	22,6	1,82	41 000
Lehrensteinsfeld	2 100	6,2	1,82	
Leingarten	10 600	23,5	1,11	
Löwenstein	3 100	23,5	2,65	
Massenbachhausen	3 600	8,8	1,88	
Möckmühl	8 200	49,6	1,41	15 000
Neckarsulm	27 300	24,9	2,16	140 000
Neckarwestheim	3 600	14,0	2,41	10 000
Neudenau	5 200	32,9	1,34	
Neuenstadt am Kocher	9 500	41,2	1,73	22 000

Gemeinde	Einwohner	Gemeindefläche (km^2)	Entfernung dl (km)	Kläranlagenkapazität (EWW)
Nordheim	7 500	12,7	0,89	
Obersulm	13 900	31,1	1,31	
Oedheim	6 000	21,3	1,41	
Offenau	2 700	5,7	2,65	
Pfaffenhofen	2 400	12,0	1,04	
Roigheim	1 400	14,0	1,28	19 000
Schwaigern	11 100	49,5	0,72	
Siegelsbach	1 700	7,7	1,96	
Talheim	4 700	11,6	1,77	
Untereisesheim	4 100	3,7	1,89	
Untergruppenbach	7 500	27,3	2,06	
Weinsberg	11 700	22,2	1,77	
Widdern	2 000	25,2	2,10	
Wüstenrot	6 800	30,0	2,24	
Zaberfeld	4 000	22,2	1,84	23 600

Tab. A.16.: Landwirtschaftliche Strukturdaten in der Region Heilbronn (Stand 2007)

Gemeinde	Ackerfläche (ha)	Milchkühe	Bullen	Kälber	Milchkuhhalter
Heilbronn	3 237	128	33	166	6
Abstatt	262	32	11	71	1
Bad Friedrichshall	1 197	80	5	93	6
Bad Rappenau	3 539	337	138	563	7
Bad Wimpfen	703	204	64	261	7
Beilstein	340	79	47	249	3
Brackenheim	2 055	96	22	77	3
Cleebronn	286	0	0	0	0
Eberstadt	422	61	22	50	4
Ellhofen	73	32	11	14	1
Eppingen	4 734	581	447	832	19
Erlenbach	181	0	0	0	0
Flein	225	0	0	0	0
Gemmingen	1 194	276	17	246	7
Güglingen	480	32	22	0	1
Gundelsheim	1 450	209	182	424	4
Hardthausen am Kocher	1 363	122	150	163	6
Ilsfeld	1 396	92	58	137	4
Ittlingen	790	64	62	177	2
Jagsthausen	812	64	22	121	2
Kirchardt	2 646		22	55	
Langenbrettach	877	221	85	342	9
Lauffen am Neckar	614			57	
Lehrensteinsfeld	221	32	11	14	1
Leingarten	1 044	32	11	14	1
Löwenstein	168	11	103	0	
Massenbachhausen	453	11	46	0	
Möckmühl	1 649	641	150	777	16
Neckarsulm	834	91	26	122	6
Neckarwestheim	409	32	0	25	1
Neudenau	1 107	258	82	377	8
Neuenstadt am Kocher	1 774	108	85	124	5
Nordheim	598	64	33	131	2
Obersulm	518	32	22	60	1

Gemeinde	Ackerfläche (ha)	Milchkühe	Bullen	Kälber	Milchkuhhalter
Oedheim	859	0	0	57	0
Offenau	279	0	0	0	0
Pfaffenhofen	383	32	11	14	1
Roigheim	429	76	33	98	3
Schwaigern	2424	36	269	2	
Siegelsbach	615	347	22	383	6
Talheim	235	32	22	60	1
Untereisesheim	196	32	11	14	1
Untergruppenbach	378	32	22	60	1
Weinsberg	234	0	0	0	0
Widdern	726	169	51	266	6
Wüstenrot	113	147	46	272	7
Zaberfeld	332	57	34	0	2

Tab. A.17.: Berechnetes Substratangebot an den einzelnen Standorten in der Region Heilbronn

Standort	Maissilage (t/a)	Rindergülle intern (t/a)	Rindergülle extern (t/a)	Bioabfall (t/a)	Klärschlamm (t/a)
Heilbronn	7 283	221	2 209	7 293	159 884
Abstatt	590	349	349	370	0
Bad Friedrichshall	2 693	173	1 210	1 546	0
Bad Rappenau	7 963	505	6 559	1 692	6 395
Bad Wimpfen	1 582	493	3 451	566	0
Beilstein	765	157	1 888	503	0
Brackenheim	4 624	211	1 476	1 249	0
Cleebronn	644	0	0	226	0
Eberstadt	950	283	848	264	0
Ellhofen	164	559	0	278	12 791
Eppingen	10 652	369	12 932	1 752	10 025
Erlenbach	407	0	0	400	0
Flein	506	0	0	538	0
Gemmingen	2 687	510	4 076	403	0
Güglingen	1 080	151	452	512	6 395
Gundelsheim	3 263	374	4 865	612	10 648
Hardthausen am Kocher	3 067	395	2 763	335	0
Ilsfeld	3 141	290	1 740	680	11 192
Ittlingen	1 778	441	1 323	198	0
Jagsthausen	1 827	337	1 010	130	0
Kirchardt	5 954	72	217	450	0
Langenbrettach	1 973	348	4 179	291	0
Lauffen am Neckar	1 382	140	0	912	13 110
Lehrensteinsfeld	497	559	0	172	0
Leingarten	2 349	559	0	866	0
Löwenstein	378	165	165	254	0
Massenbachhausen	1 019	190	0	299	0
Möckmühl	3 710	596	11 331	675	4 797
Neckarsulm	1 877	195	1 560	2 242	44 767
Neckarwestheim	920	509	0	290	3 198
Neudenau	2 491	319	4 790	425	0
Neuenstadt am Kocher	3 992	241	2 170	782	7 035
Nordheim	1 346	362	1 086	614	0
Obersulm	1 166	375	375	1 138	0

Standort	Maissilage (t/a)	Rindergülle intern (t/a)	Rindergülle extern (t/a)	Bioabfall (t/a)	Klärschlamm (t/a)
Oedheim	1 933	140	0	490	0
Offenau	628	0	0	225	0
Pfaffenhofen	862	559	0	195	0
Roigheim	965	307	1 228	119	6 076
Schwaigern	5 454	83	828	910	0
Siegelsbach	1 384	992	4 959	139	0
Talheim	529	375	375	389	0
Untereisesheim	441	559	0	335	0
Untergruppenbach	851	375	375	615	0
Weinsberg	527	0	0	959	0
Widdern	1 634	337	3 037	164	0
Wüstenrot	254	160	2 886	560	0
Zaberfeld	747	173	863	325	7 537

Tab. A.18.: Stoffliche und thermische Gärrestverwertungskapazität an den einzelnen Standorten in der Region Heilbronn

Standort	stoffliche Gärrest-verwertungskapazität (t/a)	thermische Gärrest-verwertungskapazität (t/a)
Heilbronn	25 896	50 000
Abstatt	2 096	0
Bad Friedrichshall	9 576	0
Bad Rappenau	28 312	0
Bad Wimpfen	5 624	0
Beilstein	2 720	0
Brackenheim	16 440	0
Cleebronn	2 288	0
Eberstadt	3 376	0
Ellhofen	584	0
Eppingen	37 872	0
Erlenbach	1 448	0
Flein	1 800	0
Gemmingen	9 552	0
Güglingen	3 840	0
Gundelsheim	11 600	0
Hardthausen am Kocher	10 904	0
Ilsfeld	11 168	0
Ittlingen	6 320	0
Jagsthausen	6 496	0
Kirchardt	21 168	0
Langenbrettach	7 016	0
Lauffen am Neckar	4 912	0
Lehrensteinsfeld	1 768	0
Leingarten	8 352	0
Löwenstein	1 344	0
Massenbachhausen	3 624	0
Möckmühl	13 192	0
Neckarsulm	6 672	0
Neckarwestheim	3 272	0
Neudenau	8 856	0
Neuenstadt am Kocher	14 192	0
Nordheim	4 784	0
Obersulm	4 144	0

Standort	stoffliche Gärrest-verwertungskapazität (t/a)	thermische Gärrest-verwertungskapazität (t/a)
Oedheim	6 872	0
Offenau	2 232	0
Pfaffenhofen	3 064	0
Roigheim	3 432	0
Schwaigern	19 392	0
Siegelsbach	4 920	0
Talheim	1 880	0
Untereisesheim	1 568	0
Untergruppenbach	3 024	0
Weinsberg	1 872	0
Widdern	5 808	0
Wüstenrot	904	0
Zaberfeld	2 656	0

A.5. Ergebnisse der Standortplanung

Tab. A.19.: Anlagenzusammensetzung und Substrateinsatz der optimalen Standortplanung von Anlagentyp 1

		Minimierung hinsichtlich				
Ökonomie	Einheit	Gesamtkosten	Treibhauseffekt	Versauerung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
150 kW	Anzahl	24	28	0	33	0
300 kW	Anzahl	1	4	0	2	0
600 kW	Anzahl	3	2	0	1	0
1 200 kW	Anzahl	0	0	5	0	5
Gesamtleistung	MW	5,7	6,6	6,0	6,15	6,0
Substratkombination						
Maissilage	t/a	101 000	99 900	94 800	101 000	96 400
Rindergülle intern	t/a	14 300	14 500	7 200	14 500	10 900
Rindergülle extern	t/a	74 900	87 600	48 500	85 600	30 400
Gärrest	t/a	163 300	175 000	126 100	173 800	113 400
Anteil Maissilage	%	53	49	63	50	70
Anteil Rindergülle	%	47	51	37	50	30
Erzeugte Methan- und Strommenge sowie genutzte Wärmemenge						
Methanertrag	m^3/a	11 200 000	11 200 000	10 200 000	11 300 000	10 200 000
Nettostromerzeugung	MWh/a	37 200	37 200	37 200	37 200	37 200
Wärmenutzung	MWh/a	11 100	10 900	9 300	11 100	9 400
Transportentfernung						
Maissilage	km	4,9	3,9	9,0	4,6	11,7
Rindergülle intern	km	1,4	1,7	5,5	2,2	12,1
Rindergülle extern	km	3,4	3,6	5,2	3,4	7,2
Gärrest	km	2,9	3,0	4,7	2,9	8,0
Transportleistung	tkm/a	1 240 000	1 250 000	1 740 000	1 280 000	2 390 000

Tab. A.20.: Ergebnisse der optimalen Standortplanung von Anlagentyp 1

		Minimierung hinsichtlich				
Ökonomie	Einheit	Gesamtkosten	Treibhauseffekt	Versauerung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
Betriebskosten	€/a	7 560 000	8 260 000	6 150 000	8 200 000	6 320 000
Stromerlöse	€/a	-8 270 000	-8 360 000	-5 980 000	-8 570 000	-5 980 000
Wärmeerlöse	€/a	-792 000	-790 000	-718 000	-797 000	-727 000
Düngerwert	€/a	-343 000	-340 000	-322 000	-343 000	-328 000
gesamt	€/a	-1 845 000	-1 230 000	-870 000	-1 510 000	-715 000
Treibhauseffekt						
Belastung	t CO_2-Äq./a	8 050	8 000	7 620	8 080	7 840
Güllenutzung	t CO_2-Äq./a	-1 690	-1 930	-1 050	-1 890	-780
Gärrestnutzung	t CO_2-Äq./a	-2 870	-2 840	-2 690	-2 870	-2 740
Wärmenutzung	t CO_2-Äq./a	-3 280	-3 280	-2 800	-3 330	-2 830
gesamt	t CO_2-Äq./a	210	-50	1 080	-10	1 490
Versauerung						
Belastung	t SO_2-Äq./a	57,8	57,7	54,2	58,2	55,4
Gärrestnutzung	t SO_2-Äq./a	-11,8	-11,6	-11,0	-11,8	-11,2
Wärmenutzung	t SO_2-Äq./a	-3,2	-3,2	-2,8	-3,2	-2,7
gesamt	t SO_2-Äq./a	42,8	42,9	40,4	43,2	41,5
KEA						
Belastung	MWh/a	12 300	12 200	11 900	12 300	12 600
Gärrestnutzung	MWh/a	-7 400	-7 300	-7 000	-7 400	-7 100
Wärmenutzung	MWh/a	-15 000	-15 000	-12 800	-15 200	-12 900
gesamt	MWh/a	-10 100	-10 100	-7 900	-10 300	-7 400
$KEA_{Biomasse}$						
Belastung	MWh/a	184 000	186 000	163 000	187 000	161 000
Gutschrift	MWh/a	0	0	0	0	0
gesamt	MWh/a	184 000	186 000	163 000	187 000	161 000

Tab. A.21.: Anlagenzusammensetzung und Substrateinsatz der optimalen Standortplanung von Anlagentyp 2

		Minimierung hinsichtlich				
Ökonomie	Einheit	Gesamt-kosten	Treibhaus-effekt	Versauer-ung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
150 kW	Anzahl	0	13	0	13	0
300 kW	Anzahl	0	10	0	10	0
600 kW	Anzahl	9	1	0	1	0
1 200 kW	Anzahl	0	0	5	0	5
Gesamtleistung	MW	5,4	5,55	6,0	5,55	6,0
Substratkombination						
Maissilage	t/a	100 000	101 000	93 100	101 000	95 000
Rindergülle intern	t/a	3 600	11 500	3 850	11 100	6 630
Rindergülle extern	t/a	7 500	31 300	24 300	29 700	3 920
Gärrest	t/a	87 000	118 000	98 000	116 000	82 400
Anteil Maissilage	%	90	70,2	77	71,2	90
Anteil Rindergülle	%	10	29,8	23	28,8	10
Erzeugte Methan- und Strommenge sowie genutzte Wärmemenge						
Methanertrag	m^3/a	10 200 000	10 600 000	9 700 000	10 700 000	9 700 000
Nettostromerzeugung	MWh/a	35 100	35 100	35 100	35 100	35 100
Wärmenutzung	MWh/a	10 070	10 520	8 900	10 530	9 050
Transportentfernung						
Maissilage	km	6,6	4,7	9,6	4,6	11,8
Rindergülle intern	km	1,5	1,7	3,3	0,8	5,5
Rindergülle extern	km	3,4	3,8	4,8	3,8	2,3
Gärrest	km	3,3	3,0	4,1	3,0	5,7
Transportleistung	tkm/a	985 000	961 000	1 420 000	936 000	1 640 000

Tab. A.22.: Ergebnisse der optimalen Standortplanung von Anlagentyp 2

		Minimierung hinsichtlich				
Ökonomie	Einheit	Gesamt-kosten	Treibhaus-effekt	Versauer-ung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
Betriebskosten	€/a	6 210 000	7 200 000	5 920 000	7 190 000	5 990 000
Stromerlöse	€/a	-6 190 000	-6 620 000	-5 350 000	-6 620 000	-5 340 000
Wärmeerlöse	€/a	-750 000	-770 000	-685 000	-770 000	-700 000
Düngerwert	€/a	-340 000	-340 000	-315 000	-340 000	-320 000
gesamt	€/a	-1 070 000	-530 000	-430 000	-540 000	-370 000
Treibhauseffekt						
Belastung	t CO_2-Äq./a	7 810	7 900	7 380	7 900	7 530
Güllenutzung	t CO_2-Äq./a	-210	-810	-530	-770	-200
Gärrestnutzung	t CO_2-Äq./a	-2 850	-2 860	-2 650	-2 870	-2 700
Wärmenutzung	t CO_2-Äq./a	-3 030	-3 170	-2 680	-3 170	-2 720
gesamt	t CO_2-Äq./a	1 720	1 060	1 520	1 090	1 910
Versauerung						
Belastung	t SO_2-Äq./a	54,8	56,0	52,0	56,0	52,8
Gärrestnutzung	t SO_2-Äq./a	-11,7	-11,7	-10,8	-11,8	-11,1
Wärmenutzung	t SO_2-Äq./a	-2,9	-3,1	-2,6	-3,1	-2,6
gesamt	t SO_2-Äq./a	40,2	41,2	38,6	41,1	39,1
KEA						
Belastung	MWh/a	12 000	12 100	11 500	12 100	11 900
Gärrestnutzung	MWh/a	-7 400	-7 400	-6 800	-7 400	-7 000
Wärmenutzung	MWh/a	-13 800	-14 400	-12 200	-14 400	-12 400
gesamt	MWh/a	-9 200	-9 700	-7 500	-9 700	-7 500
$KEA_{Biomasse}$						
Belastung	MWh/a	158 000	168 000	152 000	168 000	149 000
Gutschrift	MWh/a	0	0	0	0	0
gesamt	MWh/a	158 000	168 000	152 000	168 000	149 000

Tab. A.23.: Anlagenzusammensetzung und Substrateinsatz der optimalen Standortplanung von Anlagentyp 3

		Minimierung hinsichtlich				
Ökonomie	Einheit	Gesamtkosten	Treibhauseffekt	Versauerung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
150 kW	Anzahl	0	1	11	11	11
300 kW	Anzahl	0	1	0	0	0
600 kW	Anzahl	1	3	0	0	0
1 200 kW	Anzahl	1	0	0	0	0
Gesamtleistung	MW	1,8	2,25	1,65	1,65	1,65
Substratkombination						
Bioabfall	t/a	34 400	34 400	34 400	34 400	34 400
Rindergülle intern	t/a	70	13 100	0	0	0
Rindergülle extern	t/a	0	71 000	0	0	0
Gärrest	t/a	97 000	179 000	97 000	97 000	97 000
Anteil Bioabfall	%	99,8	29	100	100	100
Anteil Rindergülle	%	0,2	71	0	0	0
Erzeugte Methan- und Strommenge sowie genutzte Wärmemenge						
Methanertrag	m^3/a	3 200 000	4 200 000	3 200 000	3 200 000	3 200 000
Nettostromerzeugung	MWh/a	9 480	12 280	8 460	8 460	8 460
Wärmenutzung	MWh/a	1 860	1 830	2 130	2 130	2 130
Transportentfernung						
Bioabfall	km	15,2	14,1	8,6	8,6	8,6
Rindergülle intern	km	0	7,2	–	–	–
Rindergülle extern	km	–	7,2	–	–	–
Gärrest	km	6,2	6,4	2,9	2,9	2,9
Transportleistung	tkm/a	1 130 000	2 230 000	580 000	580 000	580 000

Tab. A.24.: Ergebnisse der optimalen Standortplanung von Anlagentyp 3

		Minimierung hinsichtlich				
		Gesamt-	Treibhaus-	Versauer-		
Ökonomie	Einheit	kosten	effekt	ung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
Betriebskosten	€/a	3 370 000	4 940 000	4 070 000	4 070 000	4 070 000
Stromerlöse	€/a	-890 000	-1 240 000	-990 000	-990 000	-990 000
Wärmeerlöse	€/a	-140 000	-140 000	-150 000	-150 000	-150 000
Düngerwert	€/a	-130 000	-130 000	-130 000	-130 000	-130 000
gesamt	€/a	2 210 000	3 430 000	2 800 000	2 800 000	2 800 000
Treibhauseffekt						
Belastung	t CO_2-Äq./a	710	1 080	620	620	620
Güllenutzung	t CO_2-Äq./a	0	-1 590	0	0	0
Gärrestnutzung	t CO_2-Äq./a	-1 210	-1 210	-1 210	-1 210	-1 210
Wärmenutzung	t CO_2-Äq./a	-570	-560	-640	-640	-640
gesamt	t CO_2-Äq./a	-1 070	-2 280	-1 230	-1 230	-1 230
Versauerung						
Belastung	t SO_2-Äq./a	9,4	13,3	8,8	8,8	8,8
Gärrestnutzung	t SO_2-Äq./a	-5,1	-5,1	-5,1	-5,1	-5,1
Wärmenutzung	t SO_2-Äq./a	-0,5	-0,5	-0,6	-0,6	-0,6
gesamt	t SO_2-Äq./a	3,8	7,7	3,1	3,1	3,1
KEA						
Belastung	MWh/a	700	1 400	300	300	300
Gärrestnutzung	MWh/a	-2 900	-2 900	-2 900	-2 900	-2 900
Wärmenutzung	MWh/a	-2 600	-2 500	-2 900	-2 900	-2 900
gesamt	MWh/a	-4 800	-4 000	-5 500	-5 500	-5 500
$KEA_{Biomasse}$						
Belastung	MWh/a	41 300	68 200	41 300	41 300	41 300
Gutschrift	MWh/a	0	0	0	0	0
gesamt	MWh/a	41 300	68 200	41 300	41 300	41 300

Tab. A.25.: Anlagenzusammensetzung und Substrateinsatz der optimalen Standortplanung von Anlagentyp 4

		Minimierung hinsichtlich				
Ökonomie	Einheit	Gesamt-kosten	Treibhaus-effekt	Versauer-ung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
150 kW	Anzahl	1	12	0	12	0
300 kW	Anzahl	0	1	0	1	0
600 kW	Anzahl	0	1	0	1	0
1 200 kW	Anzahl	2	0	2	0	2
Gesamtleistung	MW	2,55	2,7	2,4	2,7	2,4
Substratkombination						
Bioabfall	t/a	34 400	34 400	34 400	34 400	34 400
Klärschlamm	t/a	218 000	304 000	10 200	304 000	8 000
Gärrest	t/a	42 200	49 100	25 600	49 100	25 400
Anteil Bioabfall	%	14	10	77	10	81
Anteil Klärschlamm	%	86	90	23	90	19
Erzeugte Methan- und Strommenge sowie genutzte Wärmemenge						
Methanertrag	m^3/a	4 570 000	5 180 000	3 120 000	5 180 000	3 100 000
Nettostromerzeugung	MWh/a	13 800	14 100	9 200	14 100	9 200
Wärmenutzung	MWh/a	1 920	2 180	2 240	2 180	2 250
Transportentfernung						
Bioabfall	km	13,2	11,5	17,6	11,5	27,5
Klärschlamm	km	0	0	0	0	0
Gärrest	km	7,6	15,9	18,4	15,9	24,1
Transportleistung	tkm/a	775 000	1 180 000	1 080 000	1 180 000	1 560 000

Tab. A.26.: Ergebnisse der optimalen Standortplanung von Anlagentyp 4

		Minimierung hinsichtlich				
Ökonomie	Einheit	Gesamt-kosten	Treibhaus-effekt	Versauer-ung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
Betriebskosten	€/a	7 550 000	9 830 000	5 860 000	9 830 000	5 930 000
Stromerlöse	€/a	-920 000	-1 000 000	-610 000	-1 000 000	-610 000
Wärmeerlöse	€/a	-90 000	-110 000	-110 000	-110 000	-110 000
Klärschlammerlöse	€/a	-3 050 000	-4 250 000	-140 000	-4 250 000	-110 000
gesamt	€/a	3 490 000	4 470 000	5 000 000	4 470 000	5 100 000
Treibhauseffekt						
Belastung	t CO_2-Äq./a	170	220	180	220	240
Gärrestnutzung	t CO_2-Äq./a	-7 690	-9 370	-3 620	-9 370	-3 570
Wärmenutzung	t CO_2-Äq./a	-580	-650	-670	-650	-680
gesamt	t CO_2-Äq./a	-8 100	-9 800	-4 110	-9 800	-4 010
Versauerung						
Belastung	t SO_2-Äq./a	12,3	14,0	8,8	14,0	9,1
Gärrestnutzung	t SO_2-Äq./a	0	0	0	0	0
Wärmenutzung	t SO_2-Äq./a	-0,6	-0,6	-0,7	-0,6	-0,7
gesamt	t SO_2-Äq./a	11,7	13,4	8,1	13,4	8,4
KEA						
Belastung	MWh/a	300	400	400	400	600
Gärrestnutzung	MWh/a	-23 200	-28 200	-10 900	-28 200	-10 800
Wärmenutzung	MWh/a	-2 600	-3 000	-3 100	-3 000	-3 100
gesamt	MWh/a	-25 500	-30 800	-13 600	-30 800	-13 300
$KEA_{Biomasse}$						
Belastung	MWh/a	69 600	80 800	42 600	80 800	42 300
Gutschrift	MWh/a	0	0	0	0	0
gesamt	MWh/a	69 600	80 800	42 600	80 800	42 300

Tab. A.27.: CO_2-Vermeidungskosten der Standortwahl der Anlagentypen 1 bis 4

		Minimierung hinsichtlich				
Anlagentyp 1	Einheit	Gesamt-kosten	Treibhaus-effekt	Versauer-ung	KEA	$KEA_{Biomasse}$
Stromgestehungskosten	€/MWh	173	192	138	190	142
Treibhauseffekt	t CO_2-Äq./MWh	0	0	0,03	0	0,04
CO_2-Vermeidungskosten	€/t CO_2-Äq.	172	197	127	194	135
Anlagentyp 2						
Stromgestehungskosten	€/MWh	146	173	140	173	142
Treibhauseffekt	t CO_2-Äq./MWh	0,05	0,03	0,04	0,03	0,05
CO_2-Vermeidungskosten	€/t CO_2-Äq.	143	179	133	179	138
Anlagentyp 3						
Stromgestehungskosten	€/MWh	91	199	183	183	183
Treibhauseffekt	t CO_2-Äq./MWh	-0,11	-0,19	-0,15	-0,15	-0,15
CO_2-Vermeidungskosten	€/t CO_2-Äq.	49	165	154	154	154
Anlagentyp 4						
Stromgestehungskosten	€/MWh	157	229	365	229	379
Treibhauseffekt	t CO_2-Äq./MWh	-0,59	-0,70	-0,45	-0,70	-0,44
CO_2-Vermeidungskosten	€/t CO_2-Äq.	82	127	271	127	284

B. Abbildungsverzeichnis

C. Tabellenverzeichnis

D. Literaturverzeichnis

[ABB NVE 2006] ABB NVE: *Auskunft des Betreibers ABB New Ventures GmbH in Ratingen zur Biogasanlage in Borken für die Behandlung von biologischen Abfällen.* 2006

[Abfallwirtschaftsbetrieb des Landkreises Alzey-Worms 2003] ABFALLWIRTSCHAFTSBETRIEB DES LANDKREISES ALZEY-WORMS: *Wirtschaftsplan 2002.* 2003

[AbfKlärV 2006] ABFKLÄRV: *Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992 (BGBl. I 1992 S. 912), zuletzt geändert durch Artikel 4 der Verordnung vom 20. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2298).* 2006

[AGFW 2007] AGFW, Arbeitsgemeinschaft für Wärme und Heizkraftwirtschaft e. V.: *AGFW Statistik Fernwärmepreise 2007.* Frankfurt am Main, 2007

[Althaus u. Urban 2005] ALTHAUS, W. ; URBAN, W.: *Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse. Band 3: Biomassevergasung, Technologien und Kosten der Gasaufbereitung und Potenziale der Biogaseinspeisung in Deutschland.* Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik (Fraunhofer-UMSICHT), Oberhausen, 2005

[Arlt 2003] ARLT, A.: *Systemanalytischer Vergleich zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen aus biogenen Abfällen.* Dissertation, Wissenschaftliche Berichte FZKA 6949, Forschungszentrum Karlsruhe, 2003

[ASUE 2005] ASUE, Arbeitsgemeinschaft für sparsamen und rationellen Energieverbrauch: *BHKW-Kenndaten 2005.* Kaiserslautern, 2005

[AWM 2007] AWM, Abfallwirtschaftsbetrieb München: *Pressemitteilung vom 02.08.2007 - Ökostrom aus Biomüll, Richtfest zur Erweiterung der Trockenfermentationsanlage des AWM.* 2007

[BayStMUGV 2004a] BAYSTMUGV, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz: *Biogashandbuch Bayern*. München, 2004

[BayStMUGV 2004b] BAYSTMUGV, Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz: *Biogashandbuch Bayern - Materialband*. München, 2004

[Bensmann 2006] BENSMANN, M.: Tierisch viel Power. In: *neue energie* Ausgabe Januar (2006), S. 40–47

[Bergs 2007] BERGS, C.,G.: Eckpunkte der Novelle der Klärschlammverordnung. In: *Bio- und Sekundärrohstoffverwertung II*. Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, Witzenhausen, 2007 (Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft), S. 813 – 821

[BioAbfV 2006] BIOABFV: *Bioabfallverordnung vom 21. September 1998 (BGBl. I S. 2955), zuletzt geändert durch Artikel 5 der Verordnung vom 20. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2298)*. 2006

[BiomasseV 2005] BIOMASSEV: *Biomasseverordnung vom 21. Juni 2001 (BGBl. I S. 1234), geändert durch die Verordnung vom 9. August 2005 (BGBl. I S. 2419)*. 2005

[BMU 2006] BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: *Erneuerbare Energien - Innovationen für die Zukunft*. Berlin, 2006

[BMU 2007a] BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: *Erfahrungsbericht 2007 zum Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG-Erfahrungsbericht)*. beschlossen vom Bundeskabinett am 7. November, 2007

[BMU 2007b] BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: *Erneuerbare Energien in Zahlen - nationale und internationale Entwicklung*. Internet-Update, 2007

[BMU 2007c] BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: *Nationaler Klärschlammbericht des Bundesumweltministeriums vom 11. Oktober 2007*. 2007

[BMU 2008] BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: *Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland im Jahr 2007, Stand: 12. März 2008*. 2008

[Braunschweig 1982] BRAUNSCHWEIG, A.: *Ökologische Buchhaltung für eine Stadt*. Ruegger Verlag, Chur, 1982

[Burr u. Haug 2007] BURR, R. ; HAUG, S.: Trink- und Abwasserpreise in Baden-Württemberg 2007. In: *Statistisches Monatsheft Baden-Württemberg* Oktober (2007)

[Chauvel u. a. 2003] CHAUVEL, A. ; FOURNIER, G. ; RAIMBAULT, C.: *Manual of Process Economic Evaluation - New, revised and expanded edition*. Editions Technip, Paris, 2003

[Choren Industries GmbH 2007] CHOREN INDUSTRIES GMBH: *Pressemitteilung vom 11. Oktober 2007: Gemeinsame Presseerklärung der CHOREN Industries GmbH, Daimler AG, Volkswagen AG*. 2007

[Choren Industries GmbH 2008] CHOREN INDUSTRIES GMBH: *Pressemitteilung vom 21. Mai 2008: Startschuss für landwirtschaftliche Energieholzproduktion in Brandenburg*. 2008

[Crutzen u. a. 2007] CRUTZEN, P.J. ; MOSIER, A.R. ; SMITH, K.A. ; WINIWARTER, W.: N_2O release from-agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. In: *Atmospheric Chemistry and Physics Discussion* (2007), S. 11191–11205

[Cypionka 2006] CYPIONKA, H.: *Grundlagen der Mikrobiologie*. Springer, 2006

[Daniel u. Vogt 2008] DANIEL, J. ; VOGT, R.: Entwicklung und Status Quo des Biogasausbaus. In: *Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland*. Verbundprojekt gefördert vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), 2008, S. 23 – 27

[Dederer 2006] DEDERER, M.: Pflanzenbauliche Verwertung von Gärresten. In: *Verwertung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern in der Landwirtschaft*. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., 2006 (KTBL-Schrift 444), S. 191 – 198

[Dederer 2007] DEDERER, M.: *Substratkosten durch Fruchtfolge beeinflussen.* BWagrar, Ausgabe 43, 2007

[DüMV 2007] DÜMV: *Düngemittelverordnung vom 26. November 2003 (BGBl. I S. 2373), zuletzt geändert durch Artikel 3 der Verordnung vom 22. Oktober 2007 (BGBl. I S. 2494).* 2007

[Doedens u. a. 2004] DOEDENS, H. ; KÜHLE-WEIDEMEIER, M. ; GALLENKEMPER, B. ; EITNER, R. ; KOTZUR, T. ; KÖLLEN, R. ; HAMSEN, H. ; SIEDERER, W. ; WENZEL, F. ; NICKLAS, C.: *Rechtliche, ökonomische und organisatorische Ansätze zur Schließung von Siedlungsabfalldeponieraum, Forschungsbericht 299 34 301.* Umweltbundesamt (Hrsg.), Berlin, 2004

[Domschke u. Drexel 1996] DOMSCHKE, W. ; DREXEL, A.: *Logistik - Standorte.* Oldenbourg-Verlag, 1996

[DüV 2007] DÜV: *Düngeverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221).* 2007

[DWA 2006] DWA, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.: *Kläranlagen und Kanalnachbarschaften Baden-Württemberg 2006.* Stuttgart, 2006

[Edelmann 2007] EDELMANN, W.: Energieproduktion aus Bioabfällen - Vergären oder Verbrennen? In: *Bio- und Sekundärrohstoffverwertung II.* Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, Witzenhausen, 2007 (Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft), S. 510–520

[Edelmann u. a. 2001] EDELMANN, W. ; BAIER, U. ; ENGELI, H. ; SCHLEISS, K.: *Ökobilanz der Stomgewinnung aus landwirtschaftlichem Biogas.* Bundesamt für Energie, Bern, 2001

[Edelmann u. Engeli 2005] EDELMANN, W. ; ENGELI, H.: *More than 12 years of experience with commercial anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes in Switzerland.* Kongress: „Anaerobic digestion of solid waste", 31.08.–03.09., Kopenhagen, 2005

[Edelmann u. Schleiss 2001] EDELMANN, W. ; SCHLEISS, K.: *Ökologischer, ökonomischer und energetischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung fester biologischer Abfälle.* Arbeitsgemeinschaft bioenergie und Umwelt- und Kompostberatung Schleiss, Baar, 2001

[EEA 2007] EEA, European Environment Agency: *EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook 2007, 3rd edition, Group 10 Agriculture.* 2007

[EEG 2000] EEG, Erneuerbare-Energien-Gesetz: *Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 29. März 2000 (BGBl I 2000, S. 305), Zuletzt geändert durch G v. 22.12.2003 I 3074.* 2000

[EEG 2006] EEG, Erneuerbare-Energien-Gesetz: *Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 21. Juli 2004 (BGBl. I S. 1918), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 7. November 2006 (BGBl. I S. 2550).* 2006

[EEG 2008] EEG, Erneuerbare-Energien-Gesetz: *Gesetz zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich und zur Änderung damit zusammenhängender Vorschriften.* 2008

[EnBW AG 2006] ENBW AG: *Fossile Energie - Die konventionellen Kraftwerke der EnBW.* Karlsruhe, 2006

[Energieagentur NRW 2006] ENERGIEAGENTUR NRW: *Biogas - Leitfaden für Kreditinstitute.* Wuppertal, 2006

[Energieagentur NRW 2007] ENERGIEAGENTUR NRW: *Biogasanlage Steinfurth-Hollich. Gastransport und Wärme für das Kreishaus.* Düsseldorf, 2007

[Energieagentur NRW 2008] ENERGIEAGENTUR NRW: *Schul- und Sportzentrum Peckelsheim setzt auf Wärme aus Biogas, Projekt des Monats Juli 2007.* URL: http://www.energieagentur.nrw.de – abgerufen im August 2008, 2008

[Engels 2002] ENGELS, B.: *Integrierte Logistik- und Verwertungsplanung beim Produktrecycling - dargestellt am Beispiel von Gerätebatterien.* Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), VDI Verlag, Düsseldorf, 2002

[ESRI Geoinformatik 2008] ESRI GEOINFORMATIK: Optimierte Standortanalyse von Biogasanlagen. In: *arcaktuell* 03 (2008), S. 18–19

[EU-HygieneV 2002] EU-HYGIENEV: *Verordnung (EG) Nr. 1774/2002 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 3. Oktober 2002 mit Hygienevorschriften für nicht für den menschlichen Verzehr bestimmte tierische Nebenprodukte.* 2002

[EU-KlärV 1986] EU-KLÄRV: *Richtlinie 86/278/EWG des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (ABl. Nr. L 181 vom 4.7. 1986 S. 6; 91/692/EWG - ABl. Nr. L 377 vom 31.12. 1991 S. 48; VO (EG) 807/2003 - ABl. Nr. L 122 vom:: 16.5.2003 S. 36).* 1986

[Eurostat 2008a] EUROSTAT, Datenbank Umwelt und Energie der Europäischen Kommission: *Elektrizität, Industrieabnehmer, 20 MWh – 500 MWh, Deutschland, 2007.* 2008

[Eurostat 2008b] EUROSTAT, Datenbank Umwelt und Energie der Europäischen Kommission: *Mineralölerzeugnisse, Treibstoffe für Kraftfahrzeuge, Deutschland, 2007.* 2008

[Fachinformationszentrum Karlsruhe 2008a] FACHINFORMATIONSZENTRUM KARLSRUHE: *Bioenergiedorf Jühnde, Projekt-Nr. 571, Niedersachsen.* URL: http:///www.energie-projekte.de – abgerufen im August 2008, 2008

[Fachinformationszentrum Karlsruhe 2008b] FACHINFORMATIONSZENTRUM KARLSRUHE: *Biogas-BHKW und Biomassekessel Taufkirchen, Projekt-Nr. 186, Bayern.* URL: http:///www.energie-projekte.de – abgerufen im August 2008, 2008

[Fachinformationszentrum Karlsruhe 2008c] FACHINFORMATIONSZENTRUM KARLSRUHE: *Biogasanlage Almenhof Erbach, Projekt-Nr. 239, Hessen.* URL: http:///www.energie-projekte.de – abgerufen im August 2008, 2008

[Fachinformationszentrum Karlsruhe 2008d] FACHINFORMATIONSZENTRUM KARLSRUHE: *Biogasanlage mit BHKW Appenfelden, Projekt-Nr. 222, Bayern.* URL: http:///www.energie-projekte.de – abgerufen im August 2008, 2008

[Fachinformationszentrum Karlsruhe 2008e] FACHINFORMATIONSZENTRUM KARLSRUHE: *Biogasanlage zur Vergärung von Lebensmittelresten, Projekt-Nr. 85, Donaueschingen (Baden-Württemberg).* URL: http:///www.energie-projekte.de – abgerufen im August 2008, 2008

[Fachinformationszentrum Karlsruhe 2008f] FACHINFORMATIONSZENTRUM KARLSRUHE: *Biogaskraftwerk Albersdorf, Projekt-Nr. 175, Bayern.* URL: http:///www.energie-projekte.de – abgerufen im August 2008, 2008

[Fachinformationszentrum Karlsruhe 2008g] FACHINFORMATIONSZENTRUM KARLSRUHE: *Innovative Wärmenutzung aus Biogasproduktion, Projekt-Nr. 561, Kupferzell (Baden-Württemberg).* URL: http:///www.energie-projekte.de – abgerufen im August 2008, 2008

[Fachinformationszentrum Karlsruhe 2008h] FACHINFORMATIONSZENTRUM KARLSRUHE: *Tiergarten mit Biogas-BHKW Heidelberg, Projekt-Nr. 210, Baden-Württemberg.* URL: http:///www.energie-projekte.de – abgerufen im August 2008, 2008

[Fachverband Biogas e.V. 2005] FACHVERBAND BIOGAS E.V.: *Biogas - das Multitalent für die Energiewende, Fakten im Kontext der Energiepolitik-Debatte.* Freising, 2005

[Fachverband Biogas e.V. 2007] FACHVERBAND BIOGAS E.V.: *Biogasnutzung in Deutschland, Entwicklung von 1992 bis 2007.* Freising, 2007

[Fehrenbach 2006] FEHRENBACH, H. (Hrsg.): *Ökologische Bewertung der Klärschlammentsorgung.* Insitut für Energie und Umweltforschung, Heidelberg, 2006

[Fehrenbach u. a. 2007] FEHRENBACH, H. ; GIEGRICH, J. ; SCHMIDT, R.: *Ökobilanz thermischer Entsorgungssysteme für brennbare Abfälle in Nordrhein-Westfalen.* Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Insitut für Energie und Umweltforschung, Heidelberg, 2007

[FNR 2004] FNR, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.: *Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung.* Gülzow, 2004

[FNR 2005] FNR, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.: *Ergebnisse des Biogasmessprogramms.* Gülzow, 2005

[FNR 2006] FNR, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.: *Studie Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz.* Leipzig, 2006

[FNR 2007] FNR, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.: *Daten und Fakten zu nachwachsenden Rohstoffen.* Gülzow, 2007

[Frischknecht u. a. 2008] FRISCHKNECHT, R. ; STEINER, R. ; JUNGBLUTH, N.: *Ökobilanzen: Methode der ökologischen Knappheit - Ökofaktoren 2006.* Öbu, Zürich, 2008

[Fuchs 2008] FUCHS, G.: *Allgemeine Mikrobiologie.* Thieme Verlag, 2008

[Gasmobil AG 2008] GASMOBIL AG: *Erdgas- und Biogastankstellen in der Schweiz.* Arlesheim, 2008

[Geldermann 1999] GELDERMANN, J.: *Entwicklung eines multikriteriellen Entscheidungsunterstützungssystems zur integrierten Technikbewertung.* Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), VDI Verlag, Düsseldorf, 1999

[Geldermann 2006] GELDERMANN, J.: *Mehrzielentscheidungen in der industriellen Produktion.* Habilitationsschrift, Universitätsverlag, Karlsruhe, 2006

[Goedkoop u. Spriesma 2001] GOEDKOOP, M. ; SPRIESMA, R.: *The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment.* PRé Consultants B.V., 2001

[Gärtner u. a. 2008] GÄRTNER, S. ; MÜNCH, J. ; REINHARDT, G. ; VOGT, R.: Ökobilanzen. In: *Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland.* Verbundprojekt gefördert vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), 2008, S. 86 – 143

[Haberkern u. a. 2008] HABERKERN, B. ; MAIER, W. ; SCHNEIDER, U.: *Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen.* UBA-Texte 11/08, Dessau, 2008

[Harth 2006] HARTH, M.: *Multikriterielle Bewertungsverfahren als Beitrag zur Entscheidungsfindung in der Landnutzung.* Dissertation, Universität Halle-Wittenberg, 2006

[Hartmann 2006] HARTMANN, K.: *Life-cycle-assessment of industrial scale biogas plants.* Dissertation, Universität Göttingen, 2006

[Heijungs u. a. 1992] HEIJUNGS, R. ; GUINÉE, J. ; HUPPES, G. ; LANKREIJER, R.M. ; HAES, H.A. Udo d. ; WEGENER SLEESWIJK, A. ; ANSEMS, A.M.M. ; EGGELS, P.G. ; DUIN, R. van ; GOEDE, H.P. de: *Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds.* Centre of Environmental Sciense (CML), Leiden University, Leiden., 1992

[Hähre 2000] HÄHRE, S.: *Stoffstrommanagement in der Metallindustrie. Zur Gestaltung und technoökonomischen Bewertung industrieller Recyclingkonzepte.* Dissertation, VDI Verlag, Düsseldorf, 2000

[Industriepark Hoechst 2007] INDUSTRIEPARK HOECHST: *Pressemitteilung vom 02.07.2007 - Neue Biogasanlage liefert umweltfreundliche Energie für den Industriepark Hoechst.* 2007

[Industrieverband Agrar e.V. 2007] INDUSTRIEVERBAND AGRAR E.V.: *Wichtige Zahlen – Düngemittel, Produktion, Markt, Landwirtschaft.* Frankfurt am Main, 2007

[IPCC 2001] IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change: *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 4 Agriculture.* 2001

[IPCC 2006] IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change: *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use, Chapter 11: N_2O emissions from managed soils, and CO_2 emissions from lime and urea application.* 2006

[ISO 2006a] ISO, Internationale Organisation für Normung: *Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044).* 2006

[ISO 2006b] ISO, Internationale Organisation für Normung: *Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040).* 2006

[Kaltschmitt u. Hartmann 2001] KALTSCHMITT, M. ; HARTMANN, H.: *Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren.* Springer, 2001

[Kaltschmitt u. a. 2005] KALTSCHMITT, M. ; SCHOLWIN, F. ; HOFMANN, F. ; PLÄTTNER, A. ; KALIES, M. ; LULIES, S. ; SCHRÖDER, G.: *Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse, Untersuchung im Auftrag von BGW und DVGW Band 2: Biomassepotenziale in Deutschland, Nutzungstechniken und ökonomisch-ökologische Bewertung ausgewählter Nutzungspfade.* Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Leipzig, 2005

[Karl 2004] KARL, U.: *Regionales Stoffstrommanagement, Instrumente und Analysen zur Planung und Steuerung von Stoffströmen auf regionaler Ebene.* Habilitationsschrift, VDI Verlag, Düsseldorf, 2004

[Kerdoncuff 2008] KERDONCUFF, P.: *Modellierung und Bewertung von Prozessketten zur Herstellung von Biokraftstoffen der zweiten Generation.* Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), 2008

[Keymer 2005a] KEYMER, U.: Wirtschaftlicher Vergleich von nachwachsenden Rohstoffen. In: *Strom und Wärme vom Acker.* C.A.R.M.E.N., Straubing, 2005, S. 65–76

[Keymer 2005b] KEYMER, U.: Wirtschaftlichkeit landwirtschaftlicher Biogasanlagen. In: *Biogas - Energieträger der Zukunft.* VDI-Berichte 1872, Düsseldorf, 2005, S. 63–76

[KfW 2008] KFW, Kreditanstalt für Wiederaufbau: *Konditionenübersicht für Endkreditnehmer im Programm „Erneuerbare Energien“.* URL: https://www.kfw-formularsammlung.de – abgerufen im August 2008, 2008

[Klimaprogramm der Bundesregierung 2007] KLIMAPROGRAMM DER BUNDESREGIERUNG: *Eckpunkte für ein integriertes Energie- und Klimaprogramm, Beschluß der Klausurtagung des Bundeskabinetts am 23. August 2007 in Meseberg.* 2007

[Klobasa u. Ragwitz 2005] KLOBASA, M. ; RAGWITZ, M.: *Gutachten zur CO2-Minderung im Stromsektor durch den Einsatz erneuerbarer Energien.* Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung, Karlsruhe, 2005

[Klose 2001] KLOSE, A.: *Standortplanung in distributiven Systemen.* Habilitationsschrift, Physica Verlag, 2001

[Knappe u. a. 2007] KNAPPE, F. ; BÖSS, A. ; FEHRENBACH, H. ; GIEGRICH, J. ; VOGT, R. ; DEHOUST, G. ; SCHÜLER, D. ; WIEGMANN, K. ; FRITSCHE, U.: *Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle.* UBA-Texte 04/07, Dessau, 2007

[Knappe u. Fehrenbach 2001] KNAPPE, F. ; FEHRENBACH, H.: *Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen; Bestandsaufnahme der Abfallströme der Kläranlagenabfälle in NRW 1998 - Ökobilanz der Entsorgungsverfahren für Kläranlagenabfälle in NRW.* Ministerium für Umwelt, Natur, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Düsseldorf, 2001

[Krautkremer u. Müller 2005] KRAUTKREMER, B. ; MÜLLER, J.: Mikrogasturbinen - eine Alternative zur Nutzung von Biogas. In: *Biogas - Energieträger der Zukunft.* VDI-Berichte 1872, Düsseldorf, 2005, S. 181 – 192

[KTBL 2002] KTBL, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.: *Betriebsplanung Landwirtschaft 2002/2003.* Darmstadt, 2002

[KTBL 2005] KTBL, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.: *Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen.* Darmstadt, 2005

[KWKG 2006] KWKG: *Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz vom 19. März 2002 (BGBl. I S. 1092), zuletzt geändert durch Artikel 170 der Verordnung vom 31. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2407).* 2006

[Kyotoprotokoll 1997] KYOTOPROTOKOLL: *Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen.* 1997

[Lahl 2007] LAHL, U.: Neueste Entwicklungen europäischer Emissionsgrenzwerte einschließlich der National Emission Ceilings. In: *Bio- und Sekundärrohstoffverwertung II.* Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, Witzenhausen, 2007 (Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft), S. 161 – 174

[Landratsamt Böblingen 2005] LANDRATSAMT BÖBLINGEN: *Pressemitteilung vom 07.06.2005 - Wirtschaftlich und umweltfreundlich: Innovative Bioabfallverarbeitung im Landkreis Böblingen.* 2005

[Landratsamt Böblingen 2006] LANDRATSAMT BÖBLINGEN: *Pressemitteilung vom 02.10.2006: Brennstoffzelle im Verbund mit Vergärungsanlage*. 2006

[Landratsamt Schweinfurth 2007] LANDRATSAMT SCHWEINFURTH: *Pressemitteilung vom 10.05.2007 - Erste Biomüllvergärungsanlage in Unterfranken*. 2007

[LAP 2002] LAP, Landesanstalt für Pflanzenbau Baden-Württemberg: Umweltschonender Maisanbau. In: *Merkblätter für die umweltgerechte Landbewirtschaftung* Nr. 23, Juli (2002)

[Leible u. a. 2003] LEIBLE, L. ; ARLT, A. ; FÜRNISS, B. ; KÄLBER, S. ; KAPPLER, G. ; LANGE, S. ; NIEKE, E. ; RÖSCH, C. ; WINTZER, D.: *Energie aus biogenen Rest- und Abfallstoffen*. Wissenschaftliche Berichte FZKA 6882, Forschungszentrum Karlsruhe, 2003

[Leible u. a. 2007] LEIBLE, L. ; KÄLBER, S. ; KAPPLER, G. ; LANGE, S. ; NIEKE, E. ; PROPLESCH, P. ; WINTZER, D. ; FÜRNISS, B.: *Strom, Wärme und Kraftstoff aus Stroh und Waldrestholz - Eine systemanalytische Untersuchung*. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, 2007

[LfL 2007] LFL, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft: *Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland, 8. Auflage*. Freising-Weihenstephan, 2007

[LfU 2001] LFU, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: *Blockheizkraftwerke Technik, Ökologie, Ökonomie*. Karlsruhe, 2001

[LTZ 2008] LTZ, Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg: Düngung von Wiesen und Weiden. In: *Merkblätter für die umweltgerechte Landbewirtschaftung* Nr. 13 (4. Auflage), Januar (2008)

[Mehler 2007] MEHLER, G.: Von der Müllkippe zum Energie- und Recyclingpark. In: *Conference Proceedings „waste to energy“*. 09.–10.05.2007, Messe Bremen, 2007, S. 19 – 23

[Möller 2000] MÖLLER, A.: *Grundlagen stoffstrombasierter Betrieblicher Informationssysteme*. projekt verlag, Bochum, 2000

[Möller u. Rolff 1995] MÖLLER, A. ; ROLFF, A.: Methodische Ansätze zur Erstellung von Stoffstromanalysen unter besonderer Berücksichtigung von Petri-Netzen. In: *Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York Tokyo, 1995, S. 33 – 58

[Müller-Wenk 1978] MÜLLER-WENK, R.: *Die ökologische Buchhaltung: Ein Informations- und Steuerungsinstrument für umweltkonforme Unternehmenspolitik*. Campus Verlag, Frankfurt, 1978

[MTU CFC Solutions GmbH 2005] MTU CFC SOLUTIONS GMBH: *Das Brennstoffzellensystem hotmodule: Biogas- und Sekundärgas-Anwendungen*. 2005

[Munk 2001] MUNK, K.: *Grundstudium Biologie: Mikrobiologie*. Springer, 2001

[Neumann u. Morlock 2004] NEUMANN, K. ; MORLOCK, M.: *Operations Research*. Bd. 2. Auflage. Carl Hanser Verlag, 2004

[Oechsner u. Helffrich 2005] OECHSNER, H. ; HELFFRICH, D.: Technische Anforderungen an landwirtschaftliche Biogasanlagen bei der Vergärung Nachwachsender Rohstoffe. In: *Biogas - Energieträger der Zukunft*. VDI-Berichte 1872, Düsseldorf, 2005, S. 95 – 101

[Oechsner u. Knebelspieß 1999] OECHSNER, H. ; KNEBELSPIESS, M.: *Ermittlung des Investitionsbedarfs und der Verfahrenskosten von landwirtschaftlichen Biogasanlagen*. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt, 1999

[Püchert 1995] PÜCHERT, H.: *Ein Ansatz zur strategischen Planung von Kreislaufwirtschaftssystemen*. Dissertation, Deutscher Universitäts-Verlag, 1995

[Pehnt u. Traube 2004] PEHNT, M. ; TRAUBE, K.: *Stand und mittelfristige Perspektiven stationärer Brennstoffzellen*. Bundesverband Kraft-Wärme-Kopplung e.V., Berlin, 2004

[Penkuhn 1996] PENKUHN, T.: *Umweltintegriertes Stoffstrommanagement in der Prozeßindustrie*. Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), Peter Lang Verlag, 1996

[Petrik u. a. 2004] PETRIK, G. ; EBERL, C. ; EDER, B.: *Kläranlage Wasserfeld – Einbau und Betrieb einer Versuchsanlage zur Schlammdesintegration.* URL: http://www.wasserfeld.it – abgerufen im August 2008, 2004

[Pinnekamp u. a. 2007] PINNEKAMP, J. ; MONTAG, D. ; GETHKE, K. ; GOEBEL, S. ; HERBST, H.: *Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers Magnesiumammoniumphosphat (MAP) aus Abwasser und Klärschlamm.* Umweltbundesamt, 2007 (UBA-Texte 25-07)

[Pittrohf 1999] PITTROHF, K.: *Kostenorientierte Unverbindliche Richtsatztabelle für den Güterkraftverkehr.* Verkehrs-Verlag J. Fischer, 1999

[Probas 2008a] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Biogas-Biomüll-BHKW-GM 500-2000/brutto.* Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008b] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Chem-anorg-Dünger-K.* Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008c] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Chem-anorg-Dünger-N.* Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008d] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Chem-anorg-Dünger-P.* Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008e] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Gas-Heizung-DE-2003-UBA.* Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008f] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Gas-KW-GuD-DE-2003 (UBA).* Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008g] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Grubengas-BHKW-Mager-2003/brutto (UBA)*. Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008h] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Holz-Altholz-A1-4-KW-DT*. Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008i] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Holz-KW-DT-DE-10-MW-2000*. Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008j] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Holz-KW-DT-DE-20-MW-2000*. Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008k] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Kohle-KW-DT-DE-2003 (UBA)*. Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008l] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *LKW-DE-2000-Solo-23t*. Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008m] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *LKW-DE-2000-Zug-40t*. Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008n] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Tankstelle Diesel-DE-2000*. Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Probas 2008o] PROBAS, Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente: *Traktor-DE-2000-schwer (Schlepper)*. Datenbank des Umweltbundesamtes und des Öko-Instituts e.V., 2008

[Quirin u. a. 2004] QUIRIN, M. ; GÄRTNER, S. ; PEHNT, M. ; REINHARDT, G.: *CO_2-Mitigation through Biofuels in the Transport Sector*. Insitut für Energie und Umweltforschung, Heidelberg, 2004

[Rausch u. a. 2007] RAUSCH, C. ; RAAB, K. ; SKARKA, J. ; STELZER, V.: *Energie aus Grünland - eine nachhaltige Entwicklung?* Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, 2007

[Reinhard u. a. 2006] REINHARD, G. ; GÄRTNER, S. ; PATYK, A. ; RETTENMAIER, N.: *Ökobilanzen zu BtL: Eine ökologische Einschätzung*. Insitut für Energie und Umweltforschung, Heidelberg, 2006

[Reinhard u. a. 2007] REINHARD, G. ; GÄRTNER, S. ; RETTENMAIER, N. ; MÜNCH, J. ; FALKENSTEIN, E. von: *Screening Life Cycle Assessment of Jatropha Biodiesel*. Insitut für Energie und Umweltforschung, Heidelberg, 2007

[Remmers 1991] REMMERS, J.: *Zur Ex-ante-Bestimmung von Investitionen bzw. Kosten für Emissionsminderungstechniken und den Auswirkungen der Datenqualität in mesoskaligen Energie-Umwelt-Modellen*. Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), 1991

[Rentz 1979] RENTZ, O.: *Techno-Ökonomie von betrieblicher Emissionsminderungsmaßnahmen*. Habilitationsschrift, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1979

[Richter u. Malmberg 2007] RICHTER, U. ; MALMBERG, E.: *Biogasaufbereitung durch Druckwasserwäsche - Stand der Technik in Schweden (Malmberg BioerdgasTech GmbH)*. Vortrag beim GreenGas 2007 Kongress des Bundesverbandes Biogener und Regenerativer Kraft- und Treibstoffe e.V., 6.-7.11.2007, Berlin, 2007

[Roediger 1967] ROEDIGER, H.: *Die anaerobe alkalische Schlammfaulung*. R. Oldenbourg, 1967

[Ronchetti u. a. 2002] RONCHETTI, C. ; BIENZ, P. ; PRIDAL, R.: *Ökobilanz Klärgasverstromung*. Bundesamt für Energie, Bern, 2002

[Saling u. a. 2002] SALING, P. ; KICHERER, A. ; DITTRICH-KRÄMER, B. ; WITTLINGER, R. ; ZOMBIK, W. ; SCHMIDT, I. ; SCHROTT, W. ; SCHMIDT, S.: Eco-efficiency Analysis by BASF: The Method. In: *The international journal of Life Cycle Assessment* June (2002)

[Sasse 2000] SASSE, H.: *Zur technisch-wirtschaftlichen und umweltgerechten Ausgestaltung von standort- und betriebsübergreifenden Entsorgungsnetzwerken.* Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), Cuvillier Verlag, Göttingen, 2000

[Schachtschabel u. a. 1998] SCHACHTSCHABEL, P. ; BLUME, H.-P. ; BRÜMMER, G. ; HARTGE, K. H. ; SCHWERTMANN, U.: *Lehrbuch der Bodenkunde.* 14. Auflage, Enke Verlag, Stuttgart, 1998

[Schleef 1999] SCHLEEF, H.-J.: *Zur Techno-Ökonomischen Bewertung des gestuften Ausbaus von Kombikraftwerken.* Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), 1999

[Schmelz 2000] SCHMELZ, K.-G.: *Co-Vergärung von Klärschlamm und Bioabfällen.* Dissertation, Rhombos-Verlag, 2000

[Schmelz 2007] SCHMELZ, K.-G.: Entsorgungswege, Klärschlammmengen und Entsorgungskosten im europäischen Vergleich. In: ABFALL, Umwelt und E. f. (Hrsg.): *Bio- und Sekundärrohstoffverwertung II*, 2007, S. S. 799–812

[Schmidt 2007] SCHMIDT, I.: *Nachhaltige Produktbewertung mit der Sozio-Ökoeffizienz-Analyse.* Dissertation, Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie, 2007

[Schmidt 1995] SCHMIDT, M.: Die Modellierung von Stoffrekursionen in Ökobilanzen. In: *Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits.* Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York Tokyo, 1995, S. 97 – 117

[Schmidt-Bleek 1997] SCHMIDT-BLEEK, F.: *Wieviel Umwelt braucht der Mensch? Faktor 10 - das Maß für ökologisches Wirtschaften.* Deutscher Taschenbuch-Verlag, München, 1997

[Scholwin u. a. 2006] SCHOLWIN, F. ; MICHEL, J. ; SCHRÖDER, G. ; KALIES, M.: *Ökologische Analyse einer Biogasnutzung aus nachwachsenden Rohstoffen.* Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Leipzig, 2006

[Scholwin u. a. 2007] SCHOLWIN, F. ; THRÄN, D. ; DANIEL, J. ; SCHREIBER, K. ; WITT, J. ; SCHUMACHER, B. ; JAHRAUS, B. ; KLINSKI, S. ; VETTER, A. ; BECK,

J. ; SCHEFTELOWITZ, M.: *Monitoring zur Wirkung des novellierten Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse*. Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Leipzig, 2007

[Schulte-Schulze 2007] SCHULTE-SCHULZE, A.: *Biogasaufbereitung und -einspeisung - Aktueller Statusreport Deutschland (CarboTech Engeneering GmbH)*. Vortrag beim GreenGas 2007 Kongress des Bundesverbandes Biogener und Regenerativer Kraft- und Treibstoffe e.V., 6.-7.11.2007, Berlin, 2007

[Schulze 1980] SCHULZE, J.: Modernisierter Preisindex für Chemieanlagen. In: *Die Chemische Industrie* Nr. 32 (1980), S. 10

[Schwabacher Abfallwirtschafts GmbH 2000] SCHWABACHER ABFALLWIRTSCHAFTS GMBH: *Die Schwabacher Bioabfall-Vergärungsanlage*. 2000

[SEV 2006] SEV, Solarenergieförderverein Bayern e.V.: *Der Eigenstromverbrauch von Biogasanlagen und Potenziale zu dessen Reduzierung*. München, 2006

[Solomon u. a. 2007] SOLOMON, S. ; QIN, D. ; MANNING, M. ; CHEN, Z. ; MARQUIS, M. ; AVERYT, K.B. ; TIGNOR, M. ; MILLER, H.L.: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007

[Statistisches Bundesamt 2006a] STATISTISCHES BUNDESAMT: *Im Blickpunkt - Landwirtschaft in Deutschland und der Europäischen Union 2006*. Wiesbaden, 2006

[Statistisches Bundesamt 2006b] STATISTISCHES BUNDESAMT: *Umwelt, Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2004, Fachserie 19 Reihe 2.1*. Wiesbaden, 2006

[Statistisches Bundesamt 2007a] STATISTISCHES BUNDESAMT: *Nachhaltige Abfallwirtschaft in Deutschland, Ausgabe 2007*. Wiesbaden, 2007

[Statistisches Bundesamt 2007b] STATISTISCHES BUNDESAMT: *Umwelt, Abfallentsorgung 2005, Fachserie 19 Reihe 1*. Wiesbaden, 2007

[Statistisches Bundesamt 2008] STATISTISCHES BUNDESAMT: *Bruttostromerzeugung in Deutschland von 1990 bis 2007 nach Energieträgern, Stand: 8. Februar 2008.* 2008

[Statistisches Landesamt Baden-Württemberg 2008] STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG: *Struktur- und Regionaldatenbank.* URL: http://www.stala.bwl.de, 2008

[Svensk Biogas 2008a] SVENSK BIOGAS: *Biogas - for a sustainable society.* Linköping, Schweden, 2008

[Svensk Biogas 2008b] SVENSK BIOGAS: *Biogas train - Environmentally friendly and cost effective.* Linköping, Schweden, 2008

[TASi 1993] TASI: *Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen (Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz) vom 14. Mai 1993.* 1993

[UM BW 2007] UM BW, Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg: *Abfallbilanz 2006.* 2007

[UM BW 2002] UM BW, Umweltministerium Baden-Württemberg: *Zukünftige Klärschlammentsorgung in Baden-Württemberg, Auswirkung der thermischen Entsorgung auf die Abwassergebühr.* 2002

[Umweltbundesamt 2000] UMWELTBUNDESAMT: *Hintergrundpapier „Handreichung Bewertung in Ökobilanzen".* URL: http://www.probas.umweltbundesamt.de, 2000

[Umweltbundesamt 2003] UMWELTBUNDESAMT: *Klimaverhandlungen - Ergebnisse aus dem Kyoto-Protokoll, den Bonn-Agreements und Marrakesh-Accords.* Climate Change 04-03, Berlin, 2003

[Umweltbundesamt 2007a] UMWELTBUNDESAMT: *Luftreinhaltung 2010 - Nationales Programm zur Verminderung der Ozonkonzentration und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen.* UBA-Text 37-07, 2007

[Umweltbundesamt 2007b] UMWELTBUNDESAMT: *Umweltdaten Deutschland Online: Bioabfallsammlung und -behandlung, Stand Februar 2007.* 2007

[Umweltbundesamt 2008] UMWELTBUNDESAMT: *Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2006*. Climate Change 06-08, 2008

[UNFCC 1992] UNFCC: *Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen*. New York, 1992

[Urban u. a. 2008] URBAN, W. ; GIROD, K. ; LOHMANN, H.: *Technologien und Kosten der Biogasaufbereitung und Einspeisung in das Erdgasnetz. Ergebnisse der Markterhebung 2007–2008*. Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik (Fraunhofer-UMSICHT), Oberhausen, 2008

[VCI 2007] VCI, Verband der Chemischen Industrie e.V.: *Chemiewirtschaft in Zahlen 2007*. Frankfurt am Main, 2007

[Vogt 2008] VOGT, R.: *Basisdaten zu THG-Bilanzen für Biogas-Prozessketten und Erstellung neuer THG-Bilanzen*. Insitut für Energie und Umweltforschung, Heidelberg, 2008

[Vogt u. a. 2002] VOGT, R. ; KNAPPE, F. ; GIEGRICH, J. ; DETZEL, A.: *Ökobilanz Bioabfallverwertung*. Erich Schmidt Verlag, 2002

[Vogtherr u. a. 2007] VOGTHERR, J. ; OECHSNER, H. ; LEMMER, A. ; JUNGBLUTH, T.: Restgaspotenzial Nawaro-beschickter Biogasanlagen in Baden-Württemberg. In: *Fortschritt beim Biogas, Biogasproduktion aus landwirtschaftlicher Biomasse und organischen Reststoffen*. Universität Hohenheim, 2007 (Internationale Konferrenz vom 19.–21. September 2007), S. 71–75

[Wagner u. a. 2004] WAGNER, U. ; GEIGER, B. ; HARDI, M. ; BRÜCKL, O. ; ROTH, H. ; TZSCHEUTSCHLER, P.: *CO2-Vermeidungskosten im Kraftwerksbereich, bei den erneuerbaren Energien sowie bei nachfrageseitigen Energieeffizienzmaßnahmen*. Lehrstuhl für Energiewirtschaft und Anwendungstechnik, Technische Universität München, 2004

[Walla u. a. 2006] WALLA, C. ; HOPFNER-SIXT, K. ; AMON, T. ; SCHNEEBERGER, W.: Ökonomisches Monitoring von Biogasanlagen in Österreich. In: *Agrarische Rundschau* 06 (2006), S. 10–16

[Walla u. Schneeberger 2003] WALLA, C. ; SCHNEEBERGER, W.: Analyse der Investitionskosten und des Arbeitszeitbedarfs landwirtschaftlicher Biogasanlagen in Österreich. In: *Berichte über Landwirtschaft* 81/03 (2003), S. 527–535

[Weiland 2001] WEILAND, P.: Grundlagen der Methangärung, Biologie und Substrate. In: *Biogas als regenerative Energie, Stand und Perspektiven*. VDI Verlag, Düsseldorf, 2001 (VDI-Berichte 1620), S. 19 – 32

[Weiland 2006] WEILAND, P.: Stand der Technik bei der Trockenfermentation - Aktuelle Entwicklungen. In: *Trockenfermentation - Stand der Entwicklungen und weiterer F+E-Bedarf*. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR), 2006 (Gülzower Fachgespräche, Band 24), S. 22 – 38

[Wendländer BioGas 2007] WENDLÄNDER BIOGAS: *Presseinformation 03-07 vom Freitag, 22. Juni 2007: 1. Biogastankstelle Deutschlands feiert 1. Geburtstag*. 2007

[Wirtschaftsministerium Baden-Württemberg 2004] WIRTSCHAFTSMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG: *Nahwärmefibel*. Stuttgart, 2004

[Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH 2007] WITZENHAUSEN-INSTITUT FÜR ABFALL, UMWELT UND ENERGIE GMBH: Teilbericht: Wirtschaftliche Bewertung von Kompostierungsanlagen hinsichtlich der Integration einer Anaerob-Stufe als Vorschaltanlage. In: *Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2007

[Woese 2002] WOESE, C. R.: On the evolution of cells. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99 (2002), June, Nr. 13, S. 8742–8747

[WSI 2006a] WSI, Wirtschafts- und Sozialwissenschaftliches Forschungsinstitut in der Hans-Böckler- Stiftung: *Tarifbereich Private Recycling- und Entsorgungswirtschaft, Stand 31.12.2006*. 2006

[WSI 2006b] WSI, Wirtschafts- und Sozialwissenschaftliches Forschungsinstitut in der Hans-Böckler-Stiftung: *Tarifbereich Landwirtschaft Bayern, Stand 31.12.2006*. 2006

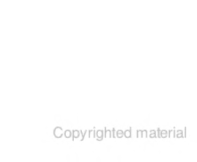
[Zah u. a. 2007] ZAH, R. ; BÖNI, H. ; GAUCH, M. ; HISCHLER, R. ; LEHMANN, M. ; WÄGER, P.: *Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen.* Empa, St. Gallen, 2007

[ZSE 2008a] ZSE, Zentrales System Emissionen: *Handhabung von Wirtschaftsdüngern 2007.* Datenbank des Umweltbundesamtes zur Erstellung von nationalen Emissionsinventaren, 2008

[ZSE 2008b] ZSE, Zentrales System Emissionen: *Landwirtschaftlicher Verkehr 2007.* Datenbank des Umweltbundesamtes zur Erstellung von nationalen Emissionsinventaren, 2008

[ZSE 2008c] ZSE, Zentrales System Emissionen: *LKW außerorts mit Minderungstechnik 2007.* Datenbank des Umweltbundesamtes zur Erstellung von nationalen Emissionsinventaren, 2008

[ZSE 2008d] ZSE, Zentrales System Emissionen: *Stromerzeugung in Großfeuerungsanlagen mit Steinkohle.* Datenbank des Umweltbundesamtes zur Erstellung von nationalen Emissionsinventaren, 2008


Copyrighted material

ISBN: 978-3-86644-355-6

www.uvka.de